辽宁中部城市群生态环境与可持续发展能力

孙丽娜　孙铁珩　王　辉　著



辽宁中部城市群生态环境
与可持续发展能力




ISBN 978-7-81102-812-6
9 787811 028126 >

定价：30.00元

辽宁中部城市群生态环境与可持续发展能力

孙丽娜　孙铁珩　王　辉　著

东北大学出版社
·沈　阳·

图书在版编目（CIP）数据

辽宁中部城市群生态环境与可持续发展能力 / 孙丽娜，孙铁珩，王辉著．—沈阳：东北大学出版社，2010.3
ISBN 978-7-81102-812-6

Ⅰ.辽…　Ⅱ.①孙…　②孙…　③王…　Ⅲ.城市环境：生态环境—关系—可持续发展—研究—辽宁省　Ⅳ.X22

中国版本图书馆 CIP 数据核字（2010）第 051051 号

出 版 者：东北大学出版社
地址：沈阳市和平区文化路 3 号巷 11 号
邮编：110004
电话：024—83687331（市场部）　83680267（社务室）
传真：024—83680180（市场部）　83680265（社务室）
E-mail：neuph @ neupress.com
http：//www.neupress.com
印 刷 者：沈阳中科印刷有限责任公司
发 行 者：东北大学出版社
幅面尺寸：170mm × 240mm
字　　数：171 千字
印　　张：9
出版时间：2010 年 3 月第 1 版
印刷时间：2010 年 3 月第 1 次印刷
责任编辑：潘佳宁　向荣　　　责任校对：刘乃义
封面设计：唐敏智　　　责任出版：杨华宁

ISBN 978-7-81102-812-6　　　定　价：30.00 元

前言

生态环境问题既是可持续发展的缘由，也是可持续发展的核心。生态环境作为人类赖以生存和发展的物质基础、能量基础、生存空间基础和社会经济活动基础的综合体，一方面提供人的衣、食、住、行和社会经济发展的物质资源，另一方面同化、储藏人类社会经济发展向环境排放的大量废弃物。生态环境的可持续发展能力是指生态环境对人类文明进程持续的基础承载能力，包括资源的持续承载能力、环境的持续承载能力和生态的持续承载能力。生态环境可持续发展能力强调发展与人口、资源、环境之间的关系，以可持续发展为原则，根据资源实际承载能力、环境的实际容纳能力和生态系统的实际弹性能力确定人口与社会经济的发展速度与发展规模，解决发展与人口、资源、环境之间的关系问题。

随着城市化进程的加快和城市群的出现，土地资源的开发利用强度增大，区域经济结构和产业布局明显改善，区域经济实力显著提高，但与其相关的水、土资源短缺，环境污染，热岛效应以及水土流失等生态环境问题也日趋显现。

辽宁中部城市群地处辽河中游平原，以沈阳为中心，汇集了百公里半径内的沈阳、鞍山、抚顺、本溪、营口、辽阳和铁岭7座城市以及7个县级市、441个小城镇。辽宁中部城市群自然条件优越，矿产资源丰富，工业企业和人口高度集中，城镇化水平较高，以冶金、机械加工、石化、轻工、煤炭、发电和旅游为主导产业，产业同构性与差异性并存，且具有较强的互补性，是辽宁省重工业的核心地带，在全省经济社会发展中具有极为重要的战略地位。

本书运用生态学、环境化学、灰色预测学和统计学等多学科的原理与方法，系统地统计、分析了辽宁中部城市群及其不同城市水资源与水环境、

土地资源与土壤环境以及矿产资源与矿山地质环境的特征、现状及其演化，分析了城市群水资源、土地资源和矿产资源的利用效率与生态环境变化的关系；研究了城市群及其不同城市生态占用与生态环境承载力、土地资源、水资源和矿产资源的经济、人口承载力等现状与演化；并以城市群目前经济、资源消耗和环境演化趋势以及我国“十一五”规划为基础，运用灰色预测模型等非线性理论预测了“十一五”期间城市群生态资源的消耗趋势和城市群可持续发展的资源与生态环境的支撑能力；通过计算城市群生态占用、废水排放、能源消耗管理曲线的特征点，定量预测了“十一五”期间城市群经济发展与生态占用、废水排放、能源消耗出现最大值和恢复到基本承载力临界值的时间，并针对城市群生态环境的现状与特点和影响城市群生态环境承载力的主要因素，提出了提高城市群可持续发展能力的初步建议。

本书的主要研究工作是孙丽娜于2003—2006年在中国科学院沈阳应用生态研究所博士后工作站期间完成的，合作导师是中国工程院院士孙铁珩研究员。其中，第5章和数据处理与成图工作由王辉完成。在本书出版之际，感谢中国科学院沈阳应用生态研究所和张力、陈远新等同志对研究工作的支持，感谢沈阳大学研究生部给予的经费资助。我们也期待社会各界对本书提出宝贵的意见和建议。

作　者

2009年12月

目　　录

第 1 章　生态环境与可持续发展能力建设

1.1　可持续发展与可持续发展能力

1.1.1　可持续发展的研究历程

随着科学技术的快速进步、人口的迅速增加、工业生产的不断发展和集中，人类对自然界的资源索取越来越多，同时投向周边环境的废弃物也越来越多。特别是 20 世纪 50 年代以来，人类社会面临的日趋严重的能源与粮食短缺、资源破坏和环境污染问题，不断加剧的生态危机，快速下降的经济增长速度，局部地区出现的社会不稳定现象使人们认识到传统的发展模式已无法支撑人类社会的长期生存与发展，迫使人类重新审视自己在整个生态系统中所处的位置，并进行了不懈的努力去探索具有重要意义的观点、思想和对策。可持续发展（Sustainable development）就是在此背景下提出的最具有影响、最具有代表性的概念。可持续发展作为一种新的理念和模式，彻底地改变了人类的传统发展观和思维方式，自 1987 年在《我们共同的未来》一书中提出后，已被广泛地接受和认可。同时，国际社会围绕可持续发展问题召开了一系列重大的会议并开展了大规模的行动。其中，在可持续发展进程中最具里程碑意义的 3 次会议为：联合国人类环境会议、联合国环境与发展会议和可持续发展世界首脑会议，最为重要的 3 份报告为：《增长的极限》、《世界保护策略》和《我们共同的未来》。

联合国人类环境会议（United Nations Conference on Human Environment）于 1972 年 6 月 5—16 日在瑞典首都斯德哥尔摩召开，来自 113 个国家的代表团参加了会议。会议针对人类面临的环境日益恶化、贫困不断加剧等突出问题，共同讨论迫切需要采取的行动与解决措施，通过了《关于人类活动的斯德哥尔摩宣言》（The Stockholm Declaration on Human Environment）和《人类环境行动计划》（Action Plan for Human Environment），并根据需要在会后成立了联合国环境规划署（United Nations Environment Programme）[1]。

联合国环境与发展会议（United Nations Conference on Environment and Development）于 1992 年 6 月 3—14 日在巴西里约热内卢召开，来自 178 个国家的代

表团出席了会议（其中包括 103 位国家元首或政府首脑）。会议根据当时的环境与发展形势，讨论通过了《关于环境与发展的里约热内卢宣言》（The Rio Declaration on the Environment and Development）、《21 世纪议程》（Agenda 21）、《联合国气候变化框架公约》（The United Nations Framework Convention on Climate Change）、《联合国生物多样性公约》（The United Nations Convention on Biological Diversity）和《关于所有类型森林的管理、养护和可持续开发的无法律约束力的全球协商一致意见的原则声明》（Non-Legally Binding Authoritative Statement of Principles for a Global Consensus on the Management, Conservation and Sustainable Development of All Types of Forests），并于会后成立了联合国可持续发展委员会（Commission on Sustainable Development）[1]。

可持续发展世界首脑会议（World Summit on Sustainable Development）于 2002 年 8 月 26 日—9 月 4 日在南非约翰内斯堡召开，来自 191 个国家的代表团参加了会议（其中包括 104 位国家元首或政府首脑）。会议回顾了《21 世纪议程》的执行情况、取得的进展和存在的问题，制订了一项可持续发展行动新计划，通过了《关于可持续发展的约翰内斯堡宣言》（The Johannesburg Declaration on the Environment and Development）和《可持续发展世界首脑会议实施计划》（Plan of Implementation of the World Summit on the Environment and Development）[1]。

《增长的极限》（The Limits to Growth）于 1972 年公开发表，是“罗马俱乐部”（The Club of Rome）自 1968 年成立后提出的第一个研究报告。该报告唤起了人类对环境和发展的极大关注，引起了“经济不断增长与全球性环境退化和社会持续发展”关系的长期、广泛的讨论，并于 20 世纪 70 年代形成了共识，提出经济的不断发展必须考虑其对自然资源的最终依赖性[1]。

《世界保护策略》是国际自然与自然资源保护组织（International Union for Conservation of Nature and Natural Resources）与联合国环境规划署和世界野生动物基金会等国际组织联合于 1980 年发表的。该报告虽然没有明确给出可持续发展的定义，但报告以可持续发展为目标，阐述了资源、环境保护与可持续发展的相互依存关系以及生命资源保护对人类生存与可持续发展的作用；确定了优先保护的问题、要求以及达到保护目标的有效方法。因此，一般可以认为该报告初步给出了可持续发展的内涵。可持续发展的概念发源于此[1]。

《我们共同的未来》（Our Common Future）于 1987 年由世界环境与发展委员会（World Commission on Environment and Development）发表。世界环境与发展委员会于 1983 年 12 月成立，由 22 人组成，委员会主席 Gro Harlem Brundtland 基于世界环境与发展委员会制定了一个“全球革新议程”任务：

① 提出到2000年以后实现可持续发展的长期环境对策；

② 寻找形成发展中国家和不同社会经济发展阶段的国家间广泛的合作形式，寻求人口、资源、环境和发展的共同目标的环境途径；

③ 寻找有效处理环境问题、保护和加强环境的方法与措施。

世界环境与发展委员会经过近4年的努力，完成并发表了《我们共同的未来》这一报告。该报告基于“从一个地球走向一个世界”的观点，比较系统地分析和研究了可持续发展的人口、资源、生态环境、食品、物种、能源、工业、城市化、机制、法律、和平、安全和发展等方面的问题，明确给出了可持续发展的定义和内涵。提出可持续发展一方面应优先考虑世界上穷人的需求；另一方面应优先考虑技术和社会组织水平对人们满足需求的环境能力的制约[1]。

1.1.2　可持续发展的定义与内涵

可持续发展作为一种新的理念和模式，自1987年在《我们共同的未来》中提出后已被广泛地接受和认可[2-3]。不同研究领域的学者从不同的视角就可持续发展的概念、内涵和评价模式进行了研究，并对世界各国可持续发展的程度进行了度量。可持续发展已经成为世界性发展合作的重要基础和诊断区域开发及其健康运行的标准。

（1）可持续发展的定义。已有的可持续发展的定义归纳起来有如下3种。

① 世界环境与发展委员会主席Brundtlant于1987年提出的定义：“可持续发展是既满足当代人的需要，又不对后代人满足其需要的能力构成危害的发展。”该定义成功地传递了长期的未来定向，承认满足人类世代间的需求[4-6]。

② 欧洲21世纪水项目中提出的定义。该定义认为，可持续发展应该维持自然资本的供应；可更新资源的使用不应超过其更新速率；不可更新资源的使用在替代资源可利用之前不应被耗尽；生态过程和生态结构应该被维持[7]。

③ P.Khanna等认为，可持续发展就是“能动地调控自然，调控社会复合系统，使人类在不超越资源与环境承载能力的条件下，促进经济发展、保持资源永续和提高生活质量。发展就是人类对这一复合系统的调控过程”[8]。

（2）可持续发展的内涵。可持续发展的内涵包括以下几个方面。

① 生态可持续：可持续发展鼓励经济增长，因为它体现了国家实力和社会财富。可持续发展不但重视增长数量，更追求改善质量、提高效益、节约能源、减少废物，改变传统的生产和消费模式，实施清洁生产和文明消费，强调自然资源及其开发利用程度间的平衡，保证和加强环境系统的生产和更新能力。

② 经济可持续：可持续发展的核心就是经济发展，是以不降低环境质量

和不破坏世界自然资源基础为前提的经济发展。因此，可持续发展要以保护自然为基础，与资源和环境的承载能力相协调。要求经济发展的同时必须保护环境，包括控制环境污染，改善环境质量，保护生命支持系统，保护生物多样性，保持地球生态的完整性，保证以持续的方式使用可再生资源，使人类的发展保持在地球的承载能力之内[9-10]。

③ 社会可持续：可持续发展要以改善和提高生活质量为目的，与社会进步相适应。可持续发展应在生存不超出维持生态系统承受力的情况下，改善人类的生活品质，提高人类的健康水平，并创造一个保障人们享有平等、自由、教育、人权和免受暴力的社会环境。世界自然保护同盟和联合国环境规划署、世界野生动物基金会于《保护地球可持续生存战略》中提出，可持续发展强调人类的生产与生活方式要与地球的承载能力保持平衡，保护地球的生命力和生物多样性[11]。

④ 科技可持续：可持续发展就是转向清洁、有效的技术，接近零排放的工艺方法，更少的能源与其他自然资源的消耗[12]。

1.1.3 可持续发展能力

1.1.3.1 可持续发展能力的定义

可持续发展能力是指“一个特定系统在规定目标和预设阶段内可以成功地将其发展度、协调度、持续度稳定地约束在可持续发展阈值内的概率”。J.W.Hansen 和 J.W.Jones（1996）将可持续发展能力定义为“一个特定的系统成功地延伸至可持续发展目标的能力”或“一个系统可以达到可持续状态的水平”。可持续发展能力作为世界各国实施可持续发展战略着力培育的基础动力，是联合国《21 世纪议程》的中心内容之一[13-15]。

一个国家或地区的可持续发展能力很大程度上取决于在其生态和地理条件下的人民和体制的能力，由人力、科学、技术、组织、机构和资源能力组成。

“可持续发展能力的本质是如何维系地球生存支持系统去满足人类基本需求的能力”[16]，集中体现在“发展度、协调度和持续度及其三者的逻辑自洽和均衡匹配”[17]。

(1) 发展度。可持续能力的“动力表征”，是可持续能力不断提高的动机[17]。包括：①社会财富增长的度量；②发展质量提高的度量；③理性需求满足的度量；④创新能力培育的度量；⑤文化内涵进步的度量。

(2) 协调度。可持续能力的“公正表征”，是可持续能力不断优化的调节者[17]。其内涵包括：①人际、代际、区际之间的协调；②物质文明与精神文明之间的协调；③经济效率与社会公平之间的协调；④自由竞争与有序规范之间的协调；⑤开拓创新与有效继承之间的协调。

(3) 持续度。可持续能力的“稳定表征”，是可持续能力不断维系的促进剂[17]。包括：①逼近“三零状态”，即生态赤字为零、环境胁迫为零、生态价值与生产价值比率变化为零；②向自然的索取与对自然的回馈相平衡，充分建立人与自然的协同进化机制；③充分尊重自然遗产和历史文化遗产，同时担负起为后代扩大更多文明积累的责任；④逐步实现“自然—社会—经济”复杂巨系统的可持续发展目标。

1.1.3.2　可持续发展能力的基本表达

可持续发展能力主要表现为人口的承载能力、区域的发展能力、环境的缓冲能力、社会的稳定能力和管理的调控能力。

(1) 人口的承载能力，是指一个国家与地区的资源数量与质量对该空间人口的基本生存与发展的支撑能力，只有该支撑能力被基本满足后，社会才具备启动与发展的前提[18-19]；

(2) 区域的发展能力，是指一个国家与地区的资源、人力、技术与资本可以转化为产品和服务的总体能力，只有这种能力在不危及其他子系统的前提下，与人的进一步需求同步增长时，才能达到可持续发展；

(3) 环境的缓冲能力，表明只有人类对资源的利用和人类经济发展过程中废弃物的排放均维持在环境的允许容量之内，才能可持续发展；

(4) 社会的稳定能力，是指社会公正、进步、有序和稳定的集中体现，可以通过提高系统的抗干扰能力和弹性能力促进可持续发展；

(5) 管理的调控能力，是指人的认识能力、判断能力、决策能力和创新能力适应总体发展水平，体现在国家或区域的制度合理程度与完善程度。

一个国家或区域的教育水平、科技竞争、管理能力和决策能力决定了可持续发展的后劲和基础，是可持续发展能力的最终限制性因子。

可持续发展能力的大小是实施可持续发展的物质能力和精神能力的总和，因此，5 种能力的综合可用于衡量一个国家或一个地区实施可持续发展的成功程度，也可用来全面比较不同国家和地区的可持续发展潜力[17]。

1.2　生态环境及其可持续发展能力

1.2.1　生态环境

生态环境是以人类为主体的整个外部世界的总和，是人类赖以生存和发展的物质基础、能量基础、生存空间基础和社会经济活动基础的综合体，具有环

境与资源的双重属性[20-21]。

生态环境由非生物因素和生物因素两大类组成，受人类活动的影响。非生物因素是指生物因素以外的自然资源与环境，包括矿产资源与矿山地质环境、土地资源与土壤环境、水资源与水环境、气候资源与大气环境；生物因素是指人类以外的生物界。生物是非生物因素在一定空间长期综合作用的产物，也是非生物环境综合特征的集中体现。生物因素包括生物资源与生物多样性和生物对环境的影响。

1.2.2 生态环境承载力与生态环境可持续发展能力

在人与生存环境共同构成的生态系统中，资源作为生态系统的维持要素，一方面提供人的衣、食、住、行和社会经济发展的物质资源——资源承载，另一方面同化、储藏人类社会经济发展向环境排放的大量废弃物——环境承载。只有生态系统的自我维持和自我调节能力维持在一定的弹性范围内，即生态环境承载力范围内，才能够保持生态系统的相对稳定和相对平衡——可持续发展。

生态环境作为人类赖以生存和发展的物质基础、能量基础、生存空间基础和社会经济活动基础的综合体，其可持续发展能力包括资源的持续承载能力、环境的持续承载能力和生态的持续承载能力。

生态环境可持续发展能力以生态系统的自我维持与自我调节能力和资源与环境子系统的供容能力为支撑，以社会经济发展的资源消耗和环境影响为压力，以生态系统的持续承载为基础，以人类社会的可持续发展为目标。资源持续承载是可持续发展的基础条件，主要表现为一个国家或地区按人平均的资源数量和质量对于该空间内人口的基本生存和发展的支撑能力；环境持续承载是可持续发展的约束条件和临界阈值，以其缓冲能力、抗逆能力和自净能力的总和，去维护人类的生存支持系统和发展支持系统。一定的生态弹性度是可持续发展的支持条件。生态环境可持续发展在强调生态系统整体调节能力重要性的同时，也注重资源、环境和生态弹性力的支持条件和有限性。强调人类社会的经济发展必须依赖于各种自然资源（即基础条件），只有维持环境的自净容量在允许的范围内（即约束条件）和一定的生态弹性限值内（即支持条件），生态环境才可抵御外界的各种人为或气候变化带来的负面影响，维持相对的稳定和平衡。

由此可见，生态环境承载力与生态环境可持续发展能力在某种意义上是一致的。二者都强调发展与人口、资源、环境之间的关系，以可持续发展为原则，根据资源实际承载能力，环境的实际容纳能力和生态系统的实际弹性能力确定人口与社会经济的发展速度与发展规模，强调发展的极限性，其解决的核

心问题也是发展与人口、资源、环境之间的关系问题。可持续发展是目标，资源、环境是可持续发展的支撑。

1.2.3　生态环境可持续发展能力建设

生态环境可持续发展能力建设实质上就是提高生态服务价值，扩大生态环境容量，增强生态环境质量。

1997年5月，Robert Costanza在《自然》杂志上提出生态环境能够为人类社会提供大气平衡、气候调节、食品生产、土壤形成、生物控制和各种原材料等多样化生态服务，以此来满足人类不断增长的物质和精神需求。但是，这种服务是有限的，因为人类的过度索取必然会导致自然生态系统的服务功能下降，削弱自然生态系统对人类社会活动的基础承载能力。

只有这种给予人类或可为人类利用的自然物质和能量的存量随着时间的推移而保持基本恒定，即人类对自然资源的利用速率与生态系统的自然资本的累积速率处于平衡，人类社会才能可持续发展。

世界自然基金会与联合国环境规划署的《2000年地球生态报告》表明，各国经济赖以发展的全球自然生态系统自20世纪70年代以来已经减少近1/3。如果人类以目前的速度继续消耗地球资源，则地球上所有自然资源将会在2075年前耗尽[22]。

目前，全球环境正处于危险的十字路口。全球生态系统退化严重，环境恶化，自然灾害日趋严重，正向危险的边缘接近[23]。

大气中羟基自由基浓度的下降使地球正失去自我清洁空气的能力[24]；目前，大气中CO_2的浓度为360mg/L，是工业革命前的1.39倍；由于臭氧层被破坏，一个世纪内，全球平均气温增高了0.48℃，海平面上升了15cm；全球陆地面积的48.3%为沙漠或沙漠化土地，每年有6万km^2的土地变成沙漠。由于土地荒漠化，每年有6万km^2农田和9万km^2牧区失去生产力，30万～70万人提前死亡，10亿人的健康受到影响，经济损失达423亿美元；全球每年有5万种生物灭绝，占野生生物的15%～30%；世界缺水现象普遍，淡水危机日趋严重，全世界有26个国家约3.25亿人缺水，有80个国家近1/5的世界人口存在清洁水问题。

2008年爆发了继第二次世界大战后最为严重的世界性粮食危机，涉及30多亿人口、20多个粮食主产国和30多个缺粮国，其中12个严重缺粮国甚至出现骚乱。2008年全球粮食储备是1980年以来的最低水平，仅能满足全世界人口50多天的消耗，2009年有36个国家面临食物短缺问题。

因此，要提高生态服务价值，扩大生态环境容量，增强生态环境质量，实

现可持续发展，一方面应该通过人类自律和自控约束自身非理性需求的盲目扩大，降低对自然资源的过度索取；另一方面应通过技术、政策等手段，恢复、维护和提高受损生态系统的功能、生产能力和服务能力。

Herman Daly 早在 1991 年就提出了维持生态环境可持续性的 3 条原则：①使用可再生资源的速度不超过其再生速度；②使用不可再生资源的速度不超过其再生替代物的开发速度；③污染物的排放速度不超过环境的自净容量。

基于 Herman Daly 的 3 条原则，中国科学院可持续发展战略研究组于 2002 年提出了生态环境能力建设的宏观调控原则，内容如下。

① 初级生产力（NNP）原则，即人口和经济的发展规模不应超过陆生生态系统每年净初级生产量的 40%。

② 环境质量转化临界原则。

③ 可再生资源利用的临界原则，即可再生资源的使用速度不得超过其再生速度，包括森林资源的采伐量不超过其生长量；鱼类种群的可持续收获量不超过种群的增长率；草地载畜量不超过草地的最大承载力；地下水的开采量不超过地区水资源总量的 25%；污染物的排放速率小于区域环境容量（累积性污染物的排放量为零）。

④ 不可再生资源利用的临界原则，即不可再生资源的使用速度不超过其发现和技术替代速度。

⑤ 生物多样性安全阈值原则，即维护自然资本存量非减或恒定，相应于区域动物群和植物群最小可存活种群数量。

⑥ 土壤人为加速侵蚀-水土保持上限原则，即土壤的保护能力与土壤的人为加速侵蚀速度保持时序上的动态平衡。

⑦ 土壤肥力临界原则，即保持自然过程形成养分、人为补充进土壤的养分与植物所带走的养分之间的平衡[17]。

1.3 城市生态环境可持续发展能力

1.3.1 城市生态环境

城市是指一个以人为主体，以空间和环境利用为基础，以聚集经济效益、环境效益为特点，以人类社会进步为目的的，集约人口、集约经济、集约科学文化的空间地域系统，是人类社会经济发展到一定阶段的产物[25-26]。

城市系统是一个以人类生活与生产活动为中心的，由社会、经济、资源和环境等要素之间相互作用、相互依赖、相互制约构成的人工复合系统，是由微

观与宏观、静态与动态、内部与外部、时间与空间、物质与精神相互关联、相互作用的系统总体，具有人口集中，经济活动频繁，对自然环境改造力强、影响大的特点[27]。城市生态环境（狭义）是指城市环境、资源和除人以外的生物界。城市生态环境在给人类提供一个经济、社会、生活的人工性空间区域，为城市提供生态调控和支持系统的同时，其自身的发展也受到周围环境、社会结构、历史文化传统、经济发展、交通地理环境、农业基础、科技教育水平等客观条件的制约。随着城市化进程的加快，城市人口剧增，已由1800年占世界总人口的10%，增至1900年的15%和2000年的50%[28]。随着城市化发展，城市规模越来越大，城市资源短缺和耗竭，生态环境恶化以及人口极度增长引起的大量社会问题等由城市发展而带来的负面效应给地球造成巨大的压力，使得本来就已十分脆弱的城市环境更加脆弱，极大地阻碍着城市的可持续发展。因此，只有城市走上可持续发展之路，才会有国家、区域乃至全球的可持续发展。

1.3.2　城市生态环境可持续发展能力

协同论、突变论和耗散结构理论认为，城市系统是经济、社会、自然生态环境的复合生态系统，具有多层次的结构，各系统之间具有相互制约的作用。城市具有耗散结构，必须从外界获取物质和能量，并通过不断地输出产品和废物来保持其稳定性和有序性。城市系统的可持续发展是社会系统、经济系统和自然生态环境系统的协调发展，取决于自然生态环境的支撑能力[29]。

城市生态环境作为城市生存与发展的物质基础、能量基础、生存空间基础和社会经济活动基础的综合体，用以协调城市与自然的相互关系，维持和推动整个城市系统的稳定和平衡，为城市提供生态调控和支持。城市生态环境一方面为城市提供水、大气、土壤、动植物等必需的自然资源，并以此调控城市的发展速度、规模和演化方向；另一方面不断地维护自身的自然净化能力、缓冲能力、生产能力，保持自身结构的稳定性和功能的高效性，从而最大限度地发挥城市生态环境的支持能力。生态环境支持的实质就是城市的资源数量与质量、环境的容量对城市的生存和发展的支撑能力和可能发挥的潜力[30]。

城市生态环境可持续发展能力的高低取决于城市生态基础设施的承载能力和服务功能的强弱，城乡物质代谢链的闭合与滞竭程度，以及景观生态的时、空、量、构、序的整合性[31]。生态基础设施的承载能力和服务功能的强弱是指支持系统承受外部干扰的能力和系统结构与功能的优劣，包括系统的资源供给能力、环境的容纳能力、生态系统的自我维持能力，分别用资源承载力、环境要素容量和生态系统的弹性度来表示。生态承载力是客观存在的，只有以资

源承载力为基础，以环境承载力为约束条件，以生态自我维持能力为支持，把生态平衡、自然保护、永续利用等作为环境支持能力的基本表达，维持现实环境的容量不超出所允许的承载标准，才能达到合理的发展；景观生态的时、空、量、构、序的整合性是指支持系统的健康状况以及支持系统在变化的环境中处理压力的能力和持续的自组织能力，分别用系统的完整性、适应性和效率性来表示，只有健康的生态系统才是可持续发展的；城乡物质代谢链的闭合与滞竭程度是指物质的循环利用和城乡自然资源的持续再生、代谢更新来保持其储量的情况。由于大量的物质以生物资源的形式源源不断地涌入，且这些物质被凝固在未分解的废物之中，污染环境，使正常的物质循环逐渐被破坏，最终导致不可更新资源的枯竭，因此，城市生态系统的物质多重利用和再循环是维持城市生态系统长期正常运转和发展的基本保证[32]。

1.3.3 城市生态环境可持续发展能力评价方法

城市生态环境可持续发展能力评价是当前国内外的一个研究热点，也是城市生态学的关键问题。如何衡量生态环境的可持续性，一直是理论界关注的一个焦点。由于与生态环境相关的自然过程、社会过程和经济过程的复杂性，以及生态环境自身不可忽略的固有性质，目前城市生态环境可持续发展能力评价方法多处于探索阶段，还没有形成一套公认的评价方法。现有的评价方法可以分为以下 3 类。

1.3.3.1 *以系统理论与方法为基础构建的指标体系评价方法*

（1）环境可持续性指标（ESI）。该指标是美国耶鲁大学和哥伦比亚大学以及世界经济论坛合作开发的，在 2000 年推出了测试版的 ESI（Pilot ESI），其中包含 64 个变量，21 个指标，分属 5 个组成部分，随后经过改进和实际运用，ESI 已发展成为一套较完整的指标体系。在 ESI（2002）中，共设立 68 个变量，20 个指标，分属 5 个组成部分[33]。ESI 致力于环境的可持续发展，主要考虑政策、经济和社会价值。ESI 用环境系统的状态、环境系统承受的压力、人类对环境变化的脆弱性、社会与法制在应对环境挑战方面的能力和对全球环境合作需求的反应能力这 5 种现象的功能代表环境的可持续发展能力[34]。ESI 允许在不同国家间的环境进展方面进行系统化、定量化的对比，有助于确定一个国家的环境业绩和环境工作的基准[35]。

（2）生命周期评价（LCA）。生命周期评价最早出现于 20 世纪 60 年代末 70 年代初，最初称为资源与环境状况分析（REPA）[36]。1969 年，美国中西部资源研究所针对可口可乐公司的饮料包装瓶进行了评价研究，进而使可口可乐公司抛弃了过去长期使用的玻璃瓶，转而采用塑料瓶包装。随后，美国伊利诺

伊大学、富兰克林研究会、斯坦福大学的生态学研究所以及欧洲、日本的一些研究机构也相继开展了一系列针对其他包装品的类似研究。这成为生命周期评价研究开始的标志，国际环境毒理学与化学学会（SETAC）在1990年首次主持召开了有关生命周期评价的国际研讨会。在该次会议上，首次提出了生命周期评价（Life Cycle Assessment，LCA）的概念。在以后的几年里，SETAC又主持并召开了多次学术研讨会，对生命周期评价从理论与方法上进行了广泛的研究，对生命周期评价的方法论发展作出了重要贡献。1993年，SETAC根据在葡萄牙召开的一次学术会议的主要结论，出版了一本纲领性报告——《生命周期评价纲要：实用指南》（LCA）。该报告为LCA方法提供了一个基本技术框架，成为生命周期评价方法论研究起步的一个里程碑[37]。

生命周期评价是对某种产品从产生到废弃乃至再生的整个生命周期内的资源、环境、经济、技术的评估[38-39]，是通过对能量和物质利用以及由此造成的环境废弃物排放进行辨识和量化，对产品、生产工艺以及活动对环境的压力进行评价。评价的周期包括原材料的提取与加工、产品制造、运输及消费、产品的使用、再利用和维护、废弃物的循环和最终的废弃物处置[40]。生命周期评价由4部分组成：定义目标与确定范围、清查分析、影响评价和改善评价。目前，生命周期评价已被国际标准化组织规定为ISO 14000环境管理质量体系认证的基本方法。LCA突出强调了产品的“生命周期”，以系统的思维来研究产品或行为在其整个“生命周期”中对环境的影响，包括能源利用、土地占用以及环境排污等，最后以总量形式来反映产品或行为对环境的影响。

（3）驱动力-状态-响应（DSR）指标体系。该指标体系是由联合国可持续发展委员会（UNCSD）于1966年提出的。该指标体系共有147个指标，包括社会、经济、环境、制度4个方面。DSR指标体系是依据原因、效用和响应构建而成的，回答“发生什么、为何发生、如何响应”这3个问题。该体系突出了系统的自然属性和环境压力与环境退化的关系，与可持续发展的环境目标联系较大。但是，该体系对社会与经济指标反映较小，某些压力与状态的指标界定含糊，没有明显的逻辑因果关系，存在指标数目过大、难以量化的不足[41]。

（4）国际科联环境问题科学委员会（SCOPE）构建的经济、社会、环境高度复合的指标体系。它包括25个指标，突出了环境与人类社会、经济发展的关系，体现出可持续发展的核心思想。但是，综合指标的权重是以指标的当前值和今后可持续发展政策希望达到的目标值为根据的，因此导致权重取值偏大，影响不同地区和国家的一致性，适用性不强[42]。

（5）中国科学院可持续发展研究组提出的中国可持续发展指标体系。它从

可持续发展的系统学方面，针对中国的实际特点与评价需求，系统地构建了由总体、系统、状态、变量、要素组成的生存支持系统、发展支持系统、环境支持系统、智力支持系统。该指标具有严密的逻辑自洽和较强的适用性。但是，也具有指标数量过多、难以量化的不足[17]。

(6) 城市环境容载力评价。城市环境容载力评价是在城市的环境承载力、资源承载力、生态承载力和环境容量研究的基础上，通过测量优势度、潜力度、饱和度和协调发展度来评价城市生态环境的可持续发展能力的。优势度是反映区域环境容载力相对于其他同类地区的优劣程度；潜力度是反映区域环境容载力支持社会经济实现大发展的潜力大小的指标；饱和度是反映社会经济发展受环境容载力的制约状况；协调发展度是在反映系统协调程度的同时，反映出系统所处的发展阶段的度量值；环境容载力是环境容量与环境承载力两个概念的有机结合与高度统一，综合体现和反映了环境系统的自然属性、社会属性以及环境系统的结构和功能。城市环境容载力的定义为：自然环境系统对城市人口、社会、经济及各项建设活动所提供的最大的容纳程度和最大的支撑阈值，或以最大的环境容量和环境质量支持社会经济发展的能力[43]。

1.3.3.2 基于环境货币化估值的评价方法

(1) 国民经济核算体系（SNA）修正。第二次世界大战后，在凯恩斯的指导下，以英国剑桥大学斯通教授为首的专家们开展了以国民经济为整体的国民经济核算的研究。1947 年，斯通在《国民收入的计量和社会核算账户的建立》中提出了以五大部门为核算主体的社会核算体系。1953 年，联合国出版了以斯通为首的国际统计专家小组的主要研究成果——《国民经济账户和辅助统计表》，这就是著名的“旧 SNA”。1968 年，以斯通为首的专家小组对“旧 SNA”体系进行了补充和修订，公布了国民经济核算方案《国民账户体系》，这就是“新 SNA”。SNA 以西方经济理论为依据，将国民生产总值作为核算国民经济活动的核心指标，认为创造的物质产品和提供服务的劳务活动都是创造价值的活动。

随着现代经济的发展，仅仅依据创造的物质产品和提供服务的劳务活动已经无法解释许多国家的经济发展，因此需要对国民经济核算体系进行改进和修正。如可持续经济福利指数（Index of Sustainable Economic Welfare, ISEW）[44]、真实进展指数（Genuine Progress Indicator，GPI）、可持续净利益指数（Sustainable Net Benefit Index，SNBI）、可持续收入（Sustainable Income，SI）方法和国民经济调节模型（Adjusted National Production，ANP）、环境与经济综合核算体系（System of Integrating Environment and Economic Accounting，SEEA）方法等。这些方法试图从福利、收入、GDP/GNP 等指标

入手，吸收资源核算理论，对国民经济核算体系进行调整来体现可持续发展。提出 GDP 的缺憾就是市场失灵导致外部性，致使资源低效利用，并产生环境问题。因此，以制定合理的价格为核心，通过 SNA 调整、卫星账户的建立、资源与环境核算和微观水平环境核算等各种方法估计外部性，并将外部性内部化对 GDP 进行修正[45]。

(2) 真实储蓄 (Genuine Saving)。真实储蓄的概念最初是由世界银行于 1995 年在《监测环境进展》中提出的，并设计了一套核算方法；1997 年又在《扩展衡量国家财富的手段》中将其进一步深化，并对全世界 103 个国家和地区进行了实际测算，是目前应用最为广泛的可持续发展评估方法[46]，是世界银行对传统资本概念进行创造性拓展后提出的可持续发展衡量指标。真实储蓄是扣除了自然资源损耗和环境损害后的国家真实性储蓄率，等于总储蓄减去产品资产贬值后的净储蓄再扣除资源损耗和环境损失[47-48]。真实储蓄把财富通过自然资本、人造资本、社会资本和人力资本综合衡量，以其动态地表达一个国家/地区的可持续发展能力，丰富了财富的概念，使其理论基础更加全面、合理[49]。但是，有关资源消耗和生态环境损失需要更多科学研究和数据的支持，对于资本替代也存在许多不同的观点，社会资本的定量化也是一个难点。

1.3.3.3 基于生物物理量的可持续发展评价方法

(1) 生态占用 (Ecological Footprint) 评价。生态占用（也称“生态足迹”）是生态经济学家 Rees 教授及其学生 Wackernagel 教授和 Wada 博士提出并加以发展的[50-51]。生态占用就是能够持续地提供资源或吸纳废弃物的、具有生物生产力的地域空间 (Biologically Productive Areas)[52-55]，其含义就是要维持一个人、一个地区、一个国家或者全球的生存所需要的或者能够吸纳人类所排放的废弃物的、具有生物生产力的地域面积。生态占用估计要承载一定生活质量的人口，需要多大的可供人类使用的可再生资源或者能够吸纳废弃物的生态系统，又称之为“占用的承载力” (Appropriated Carrying Capacity)[56-57]。生态占用将每个人消耗的资源折合成为全球统一的、具有生态生产力的地域面积[58]。通过计算区域生态占用总供给与总需求之间的差值，即生态赤字或生态盈余，准确地反映不同区域对于全球生态环境现状的贡献。生态占用既能够反映出个人或地区的资源消耗强度，又能够反映出区域的资源供给能力和资源消耗总量，也能够揭示人类持续生存的生态阈值。它通过相同的单位比较人类的需求和自然界的供给，使可持续发展的衡量真正具有区域可比性，评估的结果清楚地表明在所分析的每一个时空尺度上，人类对生物圈所施加的压力及其量级的生态占用取决于人口规模、物质生活水平、技术条件和生态生产力等因

素[59-60]。生态占用至少暗示：控制人口增长速度以减少新增人口的资源消耗，这在资源贫瘠的地区更为重要；应提倡新的生态生活方式和生态消费方式，减少资源消费；应通过循环利用、节能技术等措施，高效利用资源和生态服务；要提高自然资源的生物生产力，也就是提高单位面积的生物产量或者生态服务功能。由此可见，生态占用以可持续发展与人的关系理论为依据，并吸收了多种相关理论的优点。该方法强调人类活动对生态环境的影响是否处在生态的可持续性之内，更多地考虑了人类消费对可持续发展的基础支撑作用，但忽略了经济发展的主导性对生态承载力提高的作用。同时，生态占用在水资源、大气成分的稳定性以及生态系统的美学服务功能等方面的核算上存在不足[61-63]。

(2) 能值分析（Emergy Analysis)。能值分析是于 20 世纪 80 年代由美国著名生态学家 H.T.Odum 提出的研究生态经济系统结构和功能的新理论。能值分析以太阳能值为统一尺度，通过能量流、物质流、价值流的综合与核算，表征资源、产品和服务价值，定量分析生态系统的结构功能、经济效益与生态经济系统的能量流动，进而评价生态环境的可持续发展[64-66]。能值分析解决了用货币体现的国民生产总值所不能衡量的自然界对人类社会经济发展的贡献，同时体现了自然环境与人类活动对经济发展的贡献和经济活动的净贡献与环境影响之间的关系[67-68]。

(3) 自然资本指数（NCI)。生物多样性是人类可持续发展的关键自然资本。因此，测量和了解生物多样性的状况也可以反映可持续发展的状况。联合国环境规划署（UNEP）和经济合作与发展组织（OECD）分别于 1999 年和 2001 年提出，自然资本指数（Natural Capital Index，NCI）以《生物多样性公约》(CBD）为指导框架设计，以可以比较及通用的方式描述和评价生态系统，NCI 被定义为自然区域的面积及其质量的一个函数，其数值范围为 0% ～ 100%。生态系统的状况依据生态系统的保留状况及其所代表的土地利用状况的百分数来计算，可通过土地利用统计数据获得，因而计算相对容易。生态系统的质量通过计算若干代表性物种的目前（或底线）比率获得，或者运用反映生态系统质量的其他变量求得。这必须依赖于对物种的监测和研究。如果缺乏生态系统质量的数据，则可用一个压力指数代替，因为生态系统的质量与其所受的压力呈倒数关系。自然资本支持指数的应用需要收集大量的数据，因此，目前还不是一个较完善的指标。但它提供了测量生物多样性的可靠的和易于理解的方法，在原理上，它可以跟踪和预测未来趋势，可以应用于决策[69-70]。

本章参考文献

[1] 中国科学院可持续发展战略研究组.2003 中国可持续发展战略报告[M].北京:科学出版社,2003:33-38.

[2] 周毅.再论可持续发展[J].经济学家, 2002(1):68-72.

[3] 陈安民,郑笑冬.可持续发展的概念及其内涵之管见[J].科技进步与对策,2002,19 (11):53-54.

[4] 翁京才.我国的环境影响评价制度与可持续发展[J].四川职业技术学院学报,2005, 15 (1):13-18.

[5] 刘铁生,苏国杰.可持续发展:全新的发展观[M].北京:中国环境科学出版社,1999:21-23.

[6] 张彩琴,郝敦元.可持续发展理论的数学分析[J].内蒙古农业大学学报,2004(3):99-103.

[7] Jennie Pearce, Lisa Venier. Small mammals as bioindicators of sustainable boreal forest management[J]. Forest Ecology and Management, 2005,208: 153-175.

[8] P Khanna, P R Babu, M S George. Carrying-capacity as a basis for sustainable development: A case study of National Capital Region in India[J]. Progress In Planning, 1999,52:101-166.

[9] A Lausch,F Herzog. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issue of scale, resolution and interpretability[J]. Ecological Indicators, 2003,2(1-2):3-15.

[10] J H Spangenberg, S Pfahl, K Dell. Towards indictors for institutional sustainability: lesson from an analyses of Agenda[J]. Ecological Indicators, 2003,21:61-67.

[11] 牛文元.可持续发展导论[M]. 北京:科学出版社,1994:23-25.

[12] 中国科学院可持续发展战略研究组.中国现代化进程战略构想[M].北京:科学出版社,2002.

[13] Shi Xiaoqing. Dynamic analysis and assessment for sustainable development [J]. Journal of Environmental Sciences,2002,14:88-94.

[14] S Kondratyev, T Grongskaya, N Ignatieva, et al. Assessment of present state of water of Lake Ladoga and its drainage basin using Sustainable Development indicators[J]. Ecological Indicators,2003,2(1-2):79-92.

[15] I G Malkina-Pykh. Integrated assessment models and response function

models: pros and cons for sustainable development indices design[J]. Ecological Indicators,2003,2(1-2):93-108.

[16] Kates, R Clark, W Corell, et al. Environment and development Sustainability science[J]. Science,292(5517):641-642.

[17] 中国科学院可持续发展研究组.2002 中国可持续发展战略报告[M].北京:科学出版社,2002:12,103,102-120.

[18] D E Campbell. Emergy Analysis of Human Carrying Capacity and Regional Sustainability: An Example Using The State of Maine[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 1998, 51:531-569.

[19] I Seidl, C A Tisdell. Analysis Carrying Capacity Reconsidered: from Malthus's population theory to cultural carrying capacity[J]. Ecological Economics, 1999,31:395-408.

[20] 王瑾,陆欣.焦化区生态环境可持续发展力评价指标体系研究[J].山西农业大学学报,2005,4(3): 232-237.

[21] 马世明,张志国,贾秀荣,等.浅谈乌兰察布市生态环境可持续发展战略[J].内蒙古林业调查设计,2005,28(3):15-16.

[22] 2000 年地球生态报告[EB/OL].[2000-11-20]. http://www. rlly. cn/rlly/nyhl. htm.

[23] 美国世界观察研究所.世界情况报告[EB/OL].[2001-06-14]. news.cpst.net.cn/2001-06/992503375.html.

[24] 加里·波拉科维奇.地球正失去自我清洁空气的能力[N].洛杉矶时报,2001-05-04.

[25] 辽宁可持续发展能力分析:兼论加强辽宁可持续发展能力建设[EB/OL].[2008-08-02]. http://www. eduzhai. net/lunwen/84/865/lunwen_309339. html.

[26] 赵传松. 山东半岛城市群生态环境评价与可持续发展能力建设[D]. 济南:山东师范大学,2006:39-44.

[27] 郭亚军,潘建民.建设绿色城市是可持续发展的战略选择[EB/OL].[2002-12]. www. bjee.org.cn/news/index.php? ID=9365.

[28] 杨士弘.试论城市生态环境可持续发展:以中国城市为例[J].华南师范大学学报:自然科学版,1997,1:62-68.

[29] R Capello, A Faggian. An economic-ecological model of urban growth and urban externalities: empirical evidence from Italy[J]. Ecological Economics, 2002(40):181-198.

[30] 胡习英,屈吉鸿,郭洁.城市生态环境评价研究进展[J].华北水利水电学院学报,2005,2:62-64.
[31] 孙铁珩,孙丽娜.城市生态可持续发展能力分析[J].苏州科技学院学报:社会科学版,2003, 20(1):27-32.
[32] 杨芸,祝龙彪.寻求城市可持续发展的生态支持:城市生态支持系统理论探讨[J].生态科学,1999,18(4):48-52.
[33] 王如松.转型期城市生态学前沿研究进展[J].中国生态学学会通讯,2000,特刊.
[34] Yale University, Columbia University. 2005 Environmental Sustainability Index[EB/OL].[2005-01-18].http://www.yale.edu/esi.
[35] 沃克特,戈尔登,瓦尔格,等.生态系统:平衡与管理科学[M].北京:科学出版社,2002.
[36] 张坤民,杜斌.环境可持续性指数:尝试评价国家和地区环境区域可持续能力的指标[J].环境保护,2002(3).
[37] 郭伟祥.生命周期评价(LCA)方法概述[EB/OL].[2004-06-07].http://www.ptsn.net. cn/article_new/show_article.php? article_id = technic_e6ed1502-bd29-fca5-4d76-4a446f4280f2.
[38] EPA LCA101: Introduction to LCA[EB/OL].[2001-04-07].http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/lca101.htm.
[39] M A Bender, M F Colton. The LCA Problem Revisited[EB/OL].[2004-04-05].http://www.ics.uci.edu.
[40] EUROPEN Life Cycle Assessment (LCA): Guidance for Packaging Chain Companies[EB/OL].[2006-04-17]. www.europen.be.
[41] OECD. ODEC Environmental Indicators Towards Sustainable Development [M]. Paris: OECD Publishing, 2001.
[42] 郑海霞.区域可持续发展系统的分析与评价:以河南省为例[D].郑州:河南大学, 2001.
[43] 海热提,蒙雪琰,霓天鹏.乌鲁木齐可持续城市发展战略[EB/OL].[2002-12].http://www.cashg.a..cn.
[44] P A Lawn. A theoretical foundation to support the index of sustainable E-conomic Welfare (ISEW), Genuine Progress Indicator(GPI), and other re-lated indexes[J].Ecological Economics, 2003, 44:105-118.
[45] 曹利军.可持续发展评价理论与方法[M].北京:科学出版社, 1999.
[46] 李刚,朱龙杰,柳杰民.真实储蓄核算方法、指标体系及其比较研究[J].中

国软科学,2003,7:125.

[47] Indicators of Development Sustainability[EB/OL].[2005-11-05].http://www.worldbank.org/depweb/beyond/beyondco.

[48] Glyn Everett, Alex Wilks. The World Bank's Genuine Savings Indicator: a Useful Measure of Sustainability [EB/OL]. [1999-09-06]. http://www.brettonwoodsproject.org.

[49] Yianna Farsari, Poulicos Prastacos. Sustainable Development Indicators: An overview[EB/OL].[2006-06-05].http://www.iacm.forth.gr/regional/papers.

[50] John Barrett. An Ecological Footprint of the UK: Providing a Tool to Measure the Sustainability of Local Authorities[M]. Stockholm Environment Institute, 2003:19-28.

[51] Jeffrey Wilson, Mark Anielski. Ecological Footprints of Canadian Municipalities and Regions[EB/OL].[2005-05-05].http://www.anielski.com.

[52] 李利峰,成生魁.生态占用:衡量可持续发展的新指标[EB/OL].[2002-12-07].http://www.xz.gov.cn.

[53] 杨开忠,杨咏,陈洁.生态占用的分析理论与方法[EB/OL].[2002-12].http://www.xz.gov.cn.

[54] Mathis Wackernagel, William E Rees. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth[M]. Gabriola Island, B.C, Canada: New Society Publishers, 1996.

[55] Mathis Wackernagel. Ecological Footprint and appropriated carrying capacity: a tool for planning toward sustainability[D]. School of Community and Regional Planning, The University of British Columbia, Canada, 1994.

[56] Kevin Lewis, Craig Simmons, Nicky Chambers. An Ecological Footprint Analysis of Different Packaging Systems[EB/OL].[2008-10-03].http://www.bestfootforward.com.

[57] Mathis Wackernagel, Dan Moran, Steven Goldfinger. Ecological Footprint Accounting: Comparing Resource Availability with an Economy's Resource Demand[EB/OL].[2005-12-01].http://www.FootprintNetwork.org.

[58] Global Footprint Network Advancing the Science of Sustainability[EB/OL].[2002-12-06].http://www.footprintnetwork.org.

[59] EAI. Assessing the Ecological Footprint: A look at the WWF's Living Planet Report 2002[EB/OL].[2002-06-17].http://www.imv.dk.

[60] Brook Lyndhurst. London's Ecological Footprint: A review June 2003[EB/OL]. [2003-08-16]. http://www.london.gov.uk.

[61] Mathis Wackernagel, David Yount. The Ecological Footprint: an indicator of progress toward regional sustainability[J]. Environmental monitoring and assessment, 1998(51):511-529.

[62] Mathis Wackernagel, William E Rees. Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: Economics from an ecological footprint perspetive[J]. Ecological Economics, 1997(20):3-24.

[63] Mathis Wackernagel. Footprint: recent steps and possible traps. The author's reply to Roger Levett's Response[J]. Local Environment, 1998, 31(2):221-225.

[64] M T Brown, S Ulgiati. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation[J]. Ecological Engineering, 1997(9):51-69.

[65] Lan Shengfang, O T Howard, Liu Xinmao. Energy Flow and Emergy Analysis of the Agroecosysems of China[J]. Ecologic Scienc, 1998, 17.

[66] M T Brown, S Ulgiati. Emergy Measures of Carrying Capacity to Evaluate Economic Investments[J]. Population and Environment: A Journal of Interdisciplinary Studies, 2001, 22.

[67] Emergy Evaluation[EB/OL]. [2005-12-01]. http://www. emergysystems.org/emergy.php.

[68] J L Hau, B R Bakshi. Promise and Problems of Emergy Analysis[EB/OL]. http://www.che.eng.ohio-state.edu.

[69] K N Islam. Natural Capital Index of Canada: A barometer of the stock of natural resources[EB/OL]. http://Economics.ca/2006/papers.

[70] Johan van der Perk, Rudolf de Groot. Towards a Method to estimate Critical Natural Capital[EB/OL]. [2000-05]. http://www.keele.ac.uk/depts/spire/Working_Papers/CRITINC:4-7.

第 2 章　城市群与城市化进程

2.1　城市群与城市化进程概述

城市群也称为都市圈，是以一个或几个经济比较发达、具有较强辐射带动功能的中心城市为核心，由几个空间距离较近、经济联系密切、功能互补的周边城市共同组成的经济带[1]。自 1957 年法国学者戈特曼提出“大都市经济圈”概念以来，城市群已成为衡量一个国家或地区社会经济发展水平的重要标志[2]。从世界经济社会的发展进程看，以大城市或特大城市为核心的城市群的形成与发展，是第二次世界大战后全球城市化进程的集中体现，是在现代交通、通讯条件下，人口、资金、物资、技术、信息高度集聚的必然结果，也是经济全球化和区域经济一体化背景下城市化发展的大趋势[3]。专家预言：“21 世纪将是都市圈的世纪，经济的主要动力将越来越多地来源于都市圈特别是大都市圈。城市群之间的分工、合作和竞争，决定了新的世界经济格局。”因此，加快城市群发展，带动本国或区域经济发展，提升经济竞争力，是发达国家现代化进程中的一条重要经验，也是一些发展中国家或地区发展经济的重要途径。

城市群在区域经济发展中具有要素集散、服务、辐射带动、整体竞争、集约用地、创新等功能以及优势互补、资源共享、互利互惠、市场调节和整体运作等特点。世界著名的城市群包括：集英国产业密集带和经济核心区的伦敦—伯明翰—利物浦—曼彻斯特城市群；法国的巴黎—里昂—勒阿弗尔城市群；德国的莱因—鲁尔城市群；荷兰的兰斯塔德城市群；以制造业为主的美国波士顿—华盛顿城市群，芝加哥—匹兹堡城市群，圣地亚哥—旧金山城市群；日本的东京—名古屋—大阪城市群。这些城市群都构成了各国经济的核心地带，发挥着各自不同的功能。其中日本三大城市群被认为是“纽约＋华盛顿＋硅谷＋底特律”型的集多种功能于一身的世界大城市群[4-6]。

在经济发展区域化与全球化的双重作用下，我国在长期计划经济体制下形成的单体城市或行政区经济自闭式的经济发展模式受到强势冲击，而随着区域协作和一体化水平不断演进，我国代表区域城市化进程高级状态的都市圈逐渐

形成，并走向市场经济的前沿[7]。

伴随21世纪世界经济增长的重心向亚洲和太平洋地区转移，中国正成为世界经济发展的新增长极，并随之崛起了以上海为中心，以上海—苏州—无锡—常州—南京为西翼发展轴，以上海—杭州—绍兴—宁波为南翼发展轴而形成的中国长江三角洲城市群；以江苏的镇江、扬州，安徽的马鞍山、芜湖和滁州组成的，以南京为核心，以宁扬、宁镇、宁芜为轴线的南京城市群；广州、深圳、佛山、珠海、东莞、中山、惠州、江门、肇庆9城市组成的“珠三角”和广东、香港、澳门三地组成的“大珠三角”；以及以北京、天津“双核”为主轴，以唐山、保定为两翼，包括了北京、天津及河北的唐山、保定、廊坊等2个直辖市、3个地级市、5个县级市的“京津唐”大都市圈，这些城市群在经济发展中起到了重要的作用[8-9]。

2.2 辽宁中部城市群对辽宁省经济发展的支撑作用

辽宁中部城市群就是在该背景条件下产生的以沈阳为中心，包括在以沈阳为中心的百公里半径内，汇集了超百万人口的沈阳、鞍山、抚顺3座特大城市，人口在50万以上的本溪、营口、辽阳3座大城市，1座中等城市（铁岭），7座县级市，441个小城镇组成的城市群[10]。

辽宁中部城市群地处辽河中游平原，自然条件优越，矿产资源丰富，工业企业和人口高度集中，城镇化水平较高（54.2%），是辽宁省重工业的核心地带。辽宁中部城市群以冶金、机械加工、石化、轻工、煤炭、发电、旅游为主导产业，产业同构性与差异性并存且具有较强的互补性。按全口径计算，土地面积6.5万km^2，人口1897.7万，分别占全省的40.3%和45%；2008年GDP总量为8548.2亿元，工业总产值为4228.2亿元，分别占全省的63.5%和56.9%，在全省经济社会发展中具有极为重要的战略地位[11]。

该区域集中了辽宁省主要的矿产资源。其中煤储量占全省的50%，铁储量占95%以上，菱镁矿、硼、金刚石和玉石储量占100%。形成了著名的以矿业开采、加工为基础的工业城市，如“钢都”鞍山，“煤都”抚顺，“煤铁之城”本溪，“化纤之城”辽阳和粮食、“煤炭基地”铁岭。随着工业化和城市化的迅猛发展，城市基础设施的连续扩张和工业污水、生活污水排放量的急剧增加，导致区域生态失衡，生态环境恶化，生态环境承载力减弱。因此，深入研究辽宁中部城市群生态环境承载力及其基于生态环境承载力的可持续发展能力，对加强城市基础设施建设，优化市场资源配置，整合区域产业结构，形成对外的合力和整体效应，建设可持续发展能力，进而加速辽宁老工业基地的振兴具有

重要的意义。

2.3 城市化进程中的生态环境特征

城市化是经济发展和社会进步的结果与标志。随着城市化进程的加快和城市群的出现，土地资源的开发利用强度增大，区域经济结构和产业布局得到了明显改善，区域经济实力得到了提高，但与其相关的生态环境问题也日趋显现。水土资源短缺、环境污染、热岛效应以及水土流失等已成为城市化进程中典型的环境问题。

2.3.1 城市发展过程中水土资源压力增大

城市发展过程中面临着严峻的水土资源压力。城市发展不可避免地要占用部分耕地，并且，随着各国城市化进程的加快，土地占用面积和增加速度也日益加快。美国某城市的人口增长率每年小于1.3%，但由于城市发展对周围土地持续侵占，城市利用的土地总量明显增加，从1982年的$21\times10^6hm^2$增加到1992年的$26\times10^6hm^2$，其中，约$2\times10^6hm^2$林地、$1.5\times10^6hm^2$耕地、$0.9\times10^6hm^2$草场和$0.077\times10^6hm^2$牧地改变了土地用途，变成了城市用地[12]。

随着人口的增加，人均耕地资源由1950年的$0.47hm^2$减少到2000年的$0.24hm^2$，减少了$0.23hm^2$，2000年，全世界耕地资源量为14.40亿hm^2。2008年，全球出现了继第二次世界大战结束后最为严重的粮食危机，涉及30多亿人口、20多个粮食主产国和30多个缺粮国，其中12个严重缺粮国甚至出现骚乱。2008年全球粮食储备是1980年以来的最低水平，仅能满足全球人口50多天的消耗，2009年有36个国家面临食物短缺[13]。

中国1995年的人均耕地约$1133.34m^2$（1.7亩），仅为世界人均水平的1/3。官方调查资料表明，全国2300多个县中，已有666个县人均耕地低于联合国粮农组织确定的$533m^2$（0.8亩）的警戒线水平，463个县人均耕地不足$333m^2$（0.5亩）（1999年）。我国目前正处于经济快速发展阶段，城市化速度和人口增长率相对较大，土地资源的压力更大。

随着城市化水平的不断提高，城市化进程对水资源的需求愈加显著。目前，全球缺水现象普遍，淡水危机日趋严重。统计资料表明，全球有26个国家约3.25亿人口缺水；80个国家，约占世界人口1/5的人口存在清洁水问题。

中国的水资源贫乏。在全国660多个建制市中，有330个城市不同程度地缺水，其中108个城市严重缺水，约94%的百万人口以上的大城市长期受缺

水的困扰。水资源短缺已成为许多城市发展的瓶颈[14-16]。

2.3.2　城市化进程中生态环境质量下降

2.3.2.1　水土流失严重

城市快速扩张和新城镇的建设加大了农业用地向非农业用地转移的力度与规模，导致了城市下垫面条件以及地表状况迅速恶化，使大面积地表永久密闭，彻底失去生产力和生态功能，影响了降雨-径流过程，从而对水的流动、循环、分布，水的物理化学性质以及水与环境的相互关系产生了影响。城市的快速扩张改变了城市地表的产流方式及产流时间，使得城市的自然水循环系统发生改变，影响了当地的雨洪径流形成条件，使得产流增加、汇流变快，水量在河流上下游或干支流上的分配趋于极端化，增大了流域洪灾发生的频率。同时，由于不透水地表面积的增加和地表植被与自然地形的破坏，缩短暴雨径流的地面滞留时间，使得洪峰流量和暴雨径流的能量集中，增大了水流的侵蚀能力，城市的水土流失现象更加严重；另一方面，城市地下水的过度开采导致地面下沉，降低了防洪设施功能，增大了城市洪灾发生的几率[17]。人与水争道，原来起储水滞洪作用的河流、湖泊、渠道、库塘等载体被占用，原有过水面积大大缩减，又加剧了上述的洪涝渍灾。《中国经济时报》报道，汛期降水量达到大暴雨的标准时，武汉市区曾经渍水 15～20km^2，历时 4 天左右，受灾人口达 10 万以上。另据《经济日报》报道，2001 年 8 月 5 日夜至 6 日凌晨，上海市 3.7 万户家庭进水，200 多条街道积水严重。

2.3.2.2　水环境污染严重

由于城市人口高度聚集和城市的工业企业数量急剧膨胀，工业废水和生活污水的排放量增加，废弃物的排放集中，加剧了城市内外地表和地下水体的污染。有资料显示，全世界每年的污水排放量超过 4000 亿 m^3，使 5.5 万亿 m^3 水体受到污染。目前我国全年污水排放量超过 435 亿 m^3，其中 200 亿 m^3 未经任何处理就直接排入河湖中，大量未达标处理的废水被偷排、漏排。由于废水排放，全国流经城市90%左右的河段受到污染，凡接纳城镇污水的湖泊大多出现了水体富营养化现象，其中近 75%的主要湖泊污染严重；在接受调查的 118 座大城市中，97%的城市浅层地下水受到污染，40%的城市地下水污染严重；全国超过 10000km 的城市河段水体丧失了灌溉的基本功能。全国近海海域也受到严重的陆源性污染，赤潮不断。随着城市化进程的加快和“三废”排放量的增加，对城市水环境的影响不断增大，城市水环境污染问题已在不同程度上制约了城市经济的发展[18-19]。

2.3.2.3 大气环境质量下降，热岛效应明显

我国2009年的能源结构仍以煤炭为主，由于煤炭的大量使用，我国绝大多数城市的空气污染表现为煤烟型，主要污染物为TSP（总悬浮颗粒物）和SO_2，约有40%的城市TSP浓度超标，30%的城市SO_2浓度超标。中国城市每年约有17.8万人因大气污染而死亡，占总死亡人数的7%，还有约34.6万例住院患者的疾病与空气过度污染有关。因为SO_2的大量排放，我国酸雨污染严重，酸雨区面积达到国土面积的30%[20]。

城市热环境主要是指空气温度和下垫面表面温度，受太阳辐射、人为产热和影响热量传输的大气状况、下垫面状况影响。大气中CO_2等温室气体浓度的升高，热平衡将向高温方向移动。城市是CO_2等温室气体排放的集中区域，CO_2等温室气体浓度的升高影响局部地区的热平衡，使城市的温室效应强于周边地区；下垫面的变化影响辐射平衡、水分平衡和局部地区的环流，对地表和空气温度产生影响。城市的下垫面受人类影响强烈，多为水泥、沥青等覆盖，导致地表反射率和反射过程的双重改变，使短波辐射在城市环境中能更充分地被吸收，直接增加了城市可吸收的基础能量；城市绿地的减少，使下垫面的蓄水能力严重不足，不能提供充足的水分供给蒸发，进而导致从环境获得的能量主要用于增加下垫面和空气的温度；城市建筑物密集，粗糙度增大，低层大气的水平交换受阻，局部地区性垂直交换强烈而不稳，局部地区环流的改变使得城市风速减小，不利于低层热量的扩散，也加重了城市的热效应[21-22]。

城市是人类集中活动的区域，随着城市工业企业、人口以及机动车数量的增加，其生产和生活活动耗能大量增加，其耗能大部分以热能形式传给城市大气空间，增加城市大气的温度，导致城市人为释热对城市热平衡影响越来越强。城市不但冬季取暖导致城市温度升高，还由于城市夏季制冷的需求大幅度增加，夏季的热岛效应也越来越强。2002年，Vereda和Davis对美国东南部36个城市的热岛效应进行了研究，分析了热岛效应及其与人口因素、城市交通预算、运输费用、生产和零售企业数目等社会经济发展之间的关系[23]；2003年，徐涵秋和陈本清利用城市热岛比例指数（URI）对厦门城市热岛的空间分布进行了定量研究，发现热岛扩展的范围与建成区的扩展范围基本吻合[24]。2002年，孙飒梅和卢昌义发表论文认为影响地表温度的因素除了城市所在的地理、气候状况外，还有城市道路网、建筑密度、城市用地结构等多种复杂因素，并引入城乡地表之间的相对亮温作为热岛强度指标，对深圳、广州、厦门、大连和香港等几个大城市夏季热岛典型区域进行了分析，发现城市热岛的严重程度由强到弱依次为：工业区、码头、密集居住区、机场、新建小

区和街心花园，同时还发现，北方城市的热岛效应更为突出，而南方城市热岛效应的持续时间更长[25]。2002年，陈云浩等研究了上海城市热场结构，发现热岛中心并非位于市区中心，而是位于能耗大、热源强度高的工业区[26]。

2.3.2.4　城市垃圾污染严重

垃圾是城市的伴生物，城市的运转每年将产生上亿吨的垃圾。随着城市化进程的深入和经济的高速发展，中国城市垃圾问题已变得越来越突出。统计资料显示，全世界年产垃圾4.9亿t，并以每年8.42%的速度增长。中国年产城市垃圾近1.5亿t，垃圾增长率达到10%以上。2009年，全国城市生活垃圾累积堆存量已达70亿t，占地约530km^2，且以平均每年4.8%的速度持续增长。全国600多座城市，除县城外，已有2/3的大中城市陷入垃圾的包围之中，且有1/4的城市已没有合适场所堆放垃圾，我国已成为世界上垃圾包围城市最严重的国家之一[27]。

垃圾不仅占用很多的土地，而且在其运输和露天堆放过程中，会产生一些有毒有害的物质，发出阵阵的臭味，污染空气、水源的同时，滋生蚊、蝇、蟑螂、老鼠，传播疾病，对人们的健康危害极大。有资料表明，垃圾不但向大气中释放出大量的氨、硫化物等污染物，还能分解产生100多种有机挥发气体，其中许多气体具有致癌、致畸效应。在垃圾堆放或填坑过程中还会产生大量的酸性和碱性有机污染物，同时将垃圾中的重金属溶解出来。在一些沿海城市中进口的“洋垃圾”和“电子洋垃圾”中，也潜藏着甚多的有毒有害物质[28]。

2.3.2.5　有毒有害污染物的危害日益凸现

在一些江、河、湖泊及土壤中，已检测到多达数十种的有毒有害污染物，其中公认毒性最大的二噁英化合物，已在水环境及土壤中析出，而且能通过食物链危害到人体健康。

2.3.2.6　其他类型的环境污染

随着城市化进程的发展，城市居民的生活水平不断提高，商业、交通、娱乐等活动不断增加，噪声污染严重。城市的放射性污染事件增多，2006年，全国共发生34起辐射事故，未发生特大事故，发生重大事故2起，较大事故5起，一般事故27起[29]。

本章参考文献

[1]　罗丽娟.我国城市群发展问题研究[D].北京:中共中央党校,2005.
[2]　林先扬,陈忠暖,蔡国田.国内外城市群研究的回顾与展望[J].热带地理,

2003, 123(11):44-49.
[3] 邢怀滨,陈凡,刘玉劲.城市群的演进及其特征分析[J].哈尔滨工业大学学报:社会科学版, 2001,3(4):83-87.
[4] 王乃静.国外城市群的发展模式及经验新探[J].技术经济与管理研究,2005(2):83-84.
[5] 吴传清,李浩.国外城市群发展浅说[J].世界经济,2003,5:30-32.
[6] 程美秀.国内外城市群发展模式与发展经验探析[J].价值工程,2005(10):13-15.
[7] 陶文东,安筱鹏.我国城市群协调发展的基本态势与调控思路[J].国土与自然资源研究,2004(3):5-7.
[8] 付磊.中原城市群发展研究[D].郑州:郑州大学,2004: 15-16.
[9] 赵全超.我国三大经济圈城市群能级分布研究[D].天津:天津大学管理学院,2004:1-3.
[10] 周秀艳,孙洪雨,李培军.辽宁中部城市群生态环境问题与可持续发展[J].安全与环境学报, 2004, 5(3).
[11] 赵林.辽宁中部城市群:问题分析及对策[J].市场经济,2004(5):13-14.
[12] 董宪君.生态城市论[M].北京:中国社会科学出版社,2002.
[13] 南海,薛勇民.关于可持续发展的理论基础[J].理论探索,2009(6):41-43.
[14] 中国科学院可持续发展战略研究组.中国现代化进程战略构想[M].北京:科学出版社,2002:73-77.
[15] 孙中伟.中国水资源问题对策新论[J].中学地理教学参考,2004(1):3l-32.
[16] 方群.中国水资源安全研究[J].经济研究参考,2004(59):17-20.
[17] 邢艾莉,刘俊肖.我国水资源污染现状及立法思考[J].黑河学刊,2007(2):96-98.
[18] 成自勇,张芮,魏巍,等.中国水资源存在的问题及对策[J].水利经济,2007,25(1).
[19] 宋丰产,徐伟,刘海石,等.城市化进程中的环境问题[J].黑龙江环境通报, 2002,26(3):23-24.
[20] 耿海清,邓勇.我国城市化进程中的能源:环境问题初探[J].北方经济,2009(9):1-2.
[21] 陈宏.改善城市热环境方法初探[J].武汉工业大学学报,2000,22(5):58-60.

[22] 王志熙.城市生态学[M].北京:中国林业出版社,1992:145-236.
[23] King Vereda , Cynthia Davis. Isolating and managing urban islands in selected southeastern cities[EB/OL].[2004-06-15]. http://www.ute.scsu.edu/Research/Reports/2003/heat-island.htm.
[24] 徐涵秋,陈本清.不同时相的遥感热红外图像在研究城市热岛变化中的处理方法[J].遥感技术与应用, 2003,18(3):129-133.
[25] 孙飒梅,卢昌义.遥感监测城市热岛强度及其作为生态监测指标的探讨[J].厦门大学学报:自然科学版,2002,41(1):66-70.
[26] 陈云浩,李晓兵,史培军,等.上海城市热环境的空间格局分析[J].地理科学,2002,22(3):317-324.
[27] 夏燕.每天都在困扰我们的城市垃圾[J].观察与思考,2009 (14):16-21.
[28] 喻书凯.城市化进程中生活垃圾污染问题研究:以东莞市为例[D].武汉:华中科技大学,2006:9-10.
[29] 中国环境保护局.中国环境统计年报[R].北京:中国环境保护局,2006.

第3章　辽宁中部城市群生态环境特征

3.1　水资源与水环境

3.1.1　水资源量的现状与演化

水资源是维持人类生存与发展的最宝贵的自然资源之一。随着人口的增长，城市化进程的加快，经济社会的快速发展，社会经济用水已成为制约城市发展的重要因素。

按2007年人口计算，辽宁省中部城市群人均占有水资源量为640.8m^3，是全国人均水资源占有量的30.8%；耕地水资源占有量仅为全国平均水平的27.2%。按照联合国的标准，“人均水资源量在500～1000m^{3}的地区为重度缺水区，小于500m^{3}的地区为极度缺水区”，辽宁省中部城市群属于重度缺水区。

受自然因素的影响，辽宁省中部城市群水资源总量年际变化较大，见表3.1。根据辽宁省水资源公报资料，综合整理辽宁中部城市群水资源情况表明，在这11年，水资源总量变化为79.16亿～198.1亿m^3，占辽宁省水资源总量的比例变化为45.6%～62.7%。其中，营口和辽阳水资源总量明显偏低，而沈阳、铁岭、鞍山和抚顺水资源总量相对偏大。不同城市的水资源量随时间呈波动变化，但是沈阳、鞍山、营口和铁岭的人均水资源量呈降低趋势，而抚顺、辽阳和本溪的人均水资源量呈波动增加趋势（见图3.1～图3.7）。

表3.1　　辽宁中部城市群水资源分布情况表

年份	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
水资源总量/10^8m^3	124.2	183.8	95.26	79.16	139.6	92.95	122.7	144.4	198.1	143.69	138.47
人均水资源量/(m^3/人)	594.3	877.2	453.3	373.5	657.5	437.3	576.5	676.5	924.9	668.1	640.8
辽宁省水资源总量/10^8m^3	238.4	403	182	137.4	254.8	148.2	219.9	248.7	377.17	261.36	261.73
辽宁中部城市群占辽宁省的比例/%	52	45.6	52.3	57.6	54.8	62.7	55.7	58.1	52.5	54.97	52.9

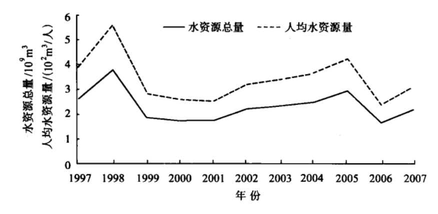


图3.1 沈阳市水资源总量和人均水资源量年际变化

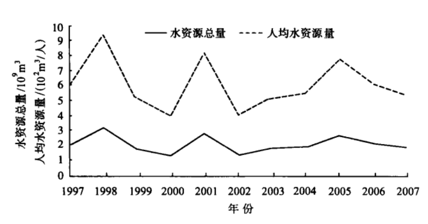


图3.2 鞍山市水资源总量和人均水资源量年际变化

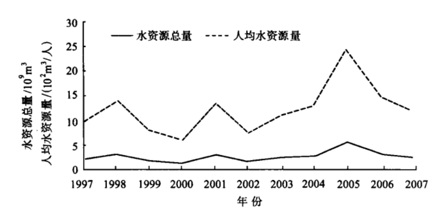


图3.3 抚顺市水资源总量和人均水资源量年际变化

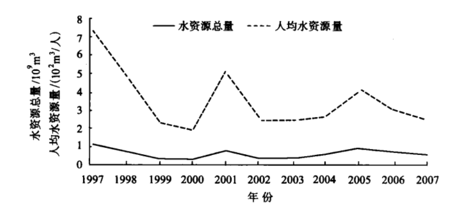


图 3.4 营口市水资源总量和人均水资源量年际变化

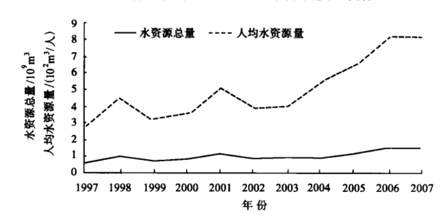


图 3.5 辽阳市水资源总量和人均水资源量年际变化

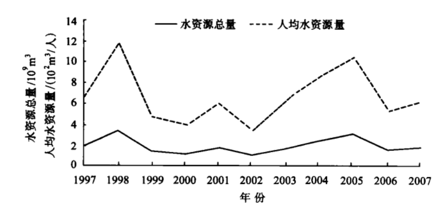


图 3.6 铁岭市水资源总量和人均水资源量年际变化

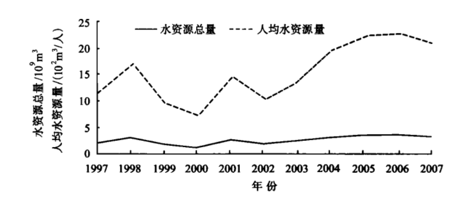


图 3.7 本溪市水资源总量和人均水资源量年际变化

2000—2004年，辽宁中部城市群年平均降水量为511.7 mm，比20世纪80年代前多年平均降水量（668mm）减少了23.4%。其中沈阳减少36.6%，鞍山减少6.97%，抚顺减少5.12%，本溪减少5.54%，营口减少12.9%，铁岭减少2.03%；年径流量平均值为11.4亿m^3，比20世纪80年代前多年平均年径流量减少38.9%，其中，沈阳减少30.5%，抚顺减少37.5%，本溪减少44.6%，辽阳减少31.8%，营口减少71.7%，铁岭减少62.9%。

3.1.2 用水结构的变化

在1997—2004年间，辽宁中部城市群农业用水变化范围为29.86亿～54.31亿m^3，占用水总量的37.25%～61.73%；工业用水变化范围为6.75亿～23.26亿m^3，占用水总量的8.78%～25.56%；生活用水量变化范围为6.11亿～14.03亿m^3，占用水总量的7.34%～17.9%。与1997年对比，2004年用水结构发生了明显变化，生活用水量上升，从11.64亿m^3提高到14.03亿m^3，上升了20.53%，年均提高2.93%。其中，城镇生活用水量从8.24亿m^3提高到10.35亿m^3，提高了25.6%，年均升高3.66%；农村生活用水量则相对稳定。农业用水和工业用水量降低，其中农业用水从54.31亿m^3降低到48.34亿m^3，降低了11%，年均降低1.57%。工业用水从23.26亿m^3降低到13.17亿m^3，降低了43.38%，年均降低6.20%。

3.1.3 用水效率与供水能力变化

近年来，辽宁中部城市群的用水效率不断提高，万元GDP用水量呈波动降低，由1997年的461m^3减少到2003年的215.6 m^3。与1997年相比，2003年万元GDP用水量减少245.4m^3，降低53.2%，年均减少约41m^3，年均万元GDP用

水量的变化率为7.6%。其中，营口、本溪万元GDP用水量降幅大于辽宁中部城市群的平均值，降幅分别为69.9%和64.9%，年均万元GDP用水量变化率为11.65%和10.82%；铁岭和辽阳降幅低于辽宁中部城市群的平均值，万元GDP用水量分别下降42.1%和41.2%，年均变化率为7.02%和6.87%。

农业用水效率不断提高，单位面积灌溉用水量呈波动状降低趋势。由1997年的$2845m^3/hm^2$减少到2003年的$2444m^3/hm^2$，单位面积灌溉用水量减少$401m^3/hm^2$，年均单位面积灌溉用水量减少$66.8m^3/hm^2$。其中营口、抚顺、鞍山单位面积灌溉用水量明显减少，分别减少49.1%，43.1%和16.9%，年均减少8.18%，7.18%和2.82%；沈阳、本溪、辽阳和铁岭单位面积灌溉用水量基本稳定。

工业用水效率逐年提高，万元工业产值用水量呈逐年降低态势。1997年，万元工业产值用水量为$67.32m^3$；2003年，万元工业产值用水量降为$45.85m^3$。与1997年相比，2003年万元工业产值用水量减少31.89 %，年均万元工业产值用水量减少5.32%。其中本溪、沈阳和抚顺万元工业产值用水量降幅最大，分别减少63.6%，56.2%和42.2%，年均减少10.6%，9.37%和7.03%；营口和辽阳降幅分别为13.8%和10.4%，年均减少2.3%和1.73%；而鞍山和铁岭万元工业产值用水量则分别增加29.1%和9.29%，年均增加4.85%和1.55%。

城市群的实际供水量由各种水利工程供水、地表水源供水、地下水源供水和其他水源供水组成。1997—2003年，城市群的总供水能力降低，从90.99亿m^3下降到78.51亿m^3，总供水能力降低了13.72%，年均降低2.29%。其中，地表水利工程的供水能力从46.11亿m^3减少到31.14亿m^3，而地下水源供水能力基本稳定。不同城市供水能力变化表现为营口、本溪、抚顺和鞍山的供水能力降幅较大，分别减少36.73%，21.68%，18.6%和15.3%，年均减少6.12%，3.61%，3.10%和2.55%；辽阳和沈阳降幅相对较小，分别为10.1%和8.18%，年均减少1.68%和1.36%；铁岭变化最小，减小2.67%，年均减少0.45%。

3.1.4 水环境特征

由于“三废”的排放和农业面源污染，辽宁中部城市群的河、湖、水库水体受到了不同程度的污染，并在很大程度上导致了水质型缺水，其深远的影响目前还难以准确估算。通过统计资料可以了解以下几个方面。

(1) 辽宁中部城市群的废水排放总量和工业废水排放量呈现逐年降低的趋势，如图3.8和图3.9所示。废水排放总量从1995年的148346万t减少到2001年的110549万t，减少了25.48%，年均减少4.25%。其中工业废水排放量从

1993年的92063万t减少到2008年的38165万t，减少了58.54%，年均减少3.90%。废水排放总量的年降低率明显小于工业废水排放量的年降低率，一方面与生活污水排放量增加有关；另一方面，城市生活水平提高、人均生活用水量大幅度增加是生活污水排放量增加的主要原因。从1997年到2008年，城市群的生活污水排放量从55986万t增加到80591万t，生活污水排放量增加44%，年均增加4%；同时也表明应加大生活污水的处理率。

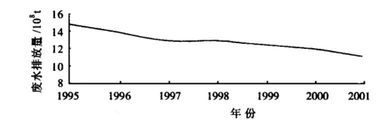


图3.8　辽宁中部城市群废水排放总量

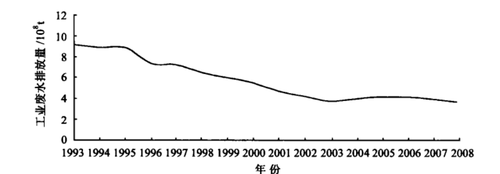


图3.9　辽宁中部城市群工业废水排放量

辽宁中部城市群中，沈阳的废水排放总量和工业废水排放量都较高；鞍山、抚顺、本溪的废水排放量明显低于沈阳，但工业废水排放量则高于沈阳，如图3.10和图3.11所示。沈阳、鞍山、本溪、抚顺工业废水排放量均呈逐年降低的趋势，工业废水排放量分别从1993年的16481.81万t，17721.12万t，17666.72万t和23286.50万t减少到2008年的7331.87万t，5319.35万t，7673.75万t和5987.55万t，减幅分别为55.52%，69.98%，56.56%和74.29%，年均减幅为3.70%，4.67%，3.77%和4.95%；营口和铁岭的废水排放总量和工业废水排放量明显低于城市群中的其他城市。其中辽阳的废水排放总量和工业废水排放量介于沈阳、鞍山、抚顺、本溪和营口、铁岭之间，废水排放总量和工业废水排放量呈现明显的降低趋势，铁岭的废水排放总量和工业废水排放量变化不明显；营口废水排放总量变化不明显，而工业废水排放量

于2003年后明显增加。如图3.12和图3.13所示。

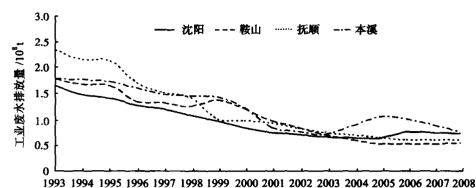


图3.10 沈阳、鞍山、抚顺和本溪工业废水排放量

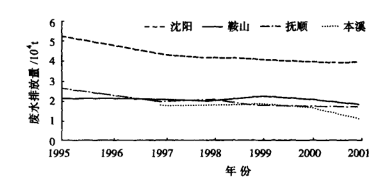


图3.11 沈阳、鞍山、抚顺和本溪废水排放总量

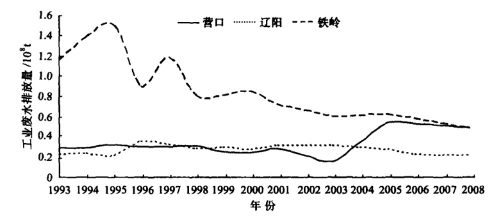


图3.12 营口、辽阳和铁岭工业废水排放量

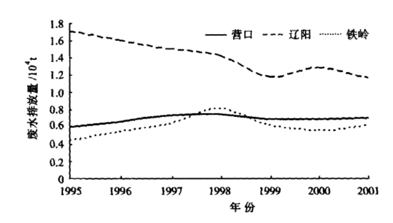


图 3.13 营口、辽阳和铁岭废水排放总量

(2) 不同时间污染物的排放量呈波动变化。辽宁中部城市群在1993年，1997年和1998年COD排放量较大，分别为157810t，177558t和177829t。从1999年到2001年COD排放量逐年下降，年均降低13.84%。如图3.14所示。

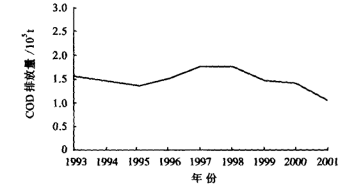


图 3.14 辽宁中部城市群 COD 排放量

辽宁中部城市群Cd排放量变化较大，1996年和2000年，城市群的Cd排放量最低，分别为0.21t和0.19t；1998年和1999年，城市群的Cd排放量最高，分别为1.32t和1.23t。辽宁中部城市群As和氰化物的排放量在1998和1999年提高，分别为22.93t，19.53t和808.92t，327.81t，其他年份排放量变化较小，如图3.15～图3.17所示。

在辽宁中部城市群中，不同城市的COD排放特征不同。1990—2001年，沈阳、营口、抚顺的COD排放量均有相对明显的降低，而鞍山、本溪、辽阳和铁岭的COD排放量呈现波动降低，但趋势不明显。其中沈阳相对减少了22.3%、营口相对减少了61.59%，抚顺相对减少了49.99%；辽阳相对减少

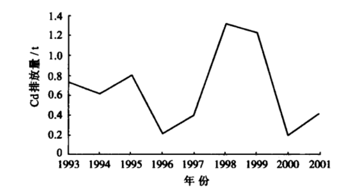


图 3.15 辽宁中部城市群 Cd 排放量

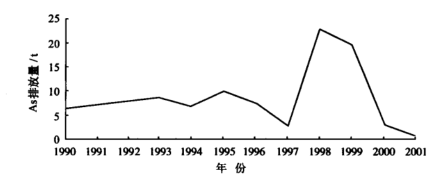


图 3.16 辽宁中部城市群 As 排放量

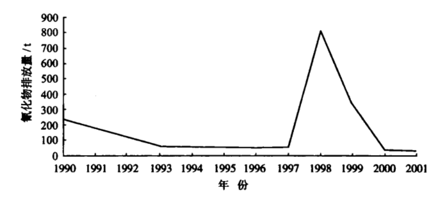


图 3.17 辽宁中部城市群氰化物排放量

了49.41%，鞍山相对减少了 33.16%，铁岭相对减少了 23.85%，而本溪则相对增加了 133%（见图 3.18～图 3.20）。

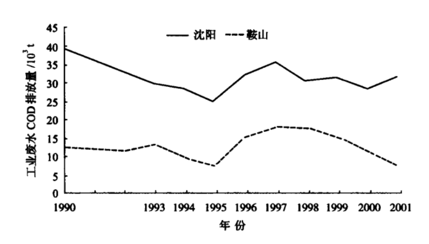


图3.18　沈阳和鞍山工业废水COD排放量

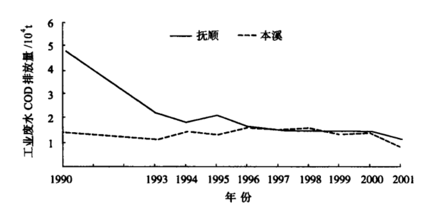


图3.19　抚顺和本溪工业废水COD排放量

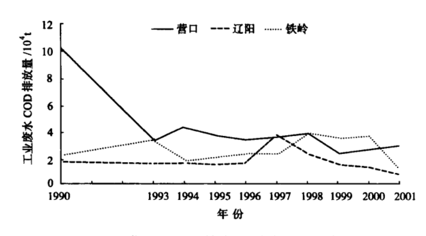


图3.20　营口、辽阳和铁岭工业废水COD排放量

不同城市的Cd排放特征为：沈阳的Cd排放量相对最大，其次为鞍山和抚顺，本溪、铁岭的Cd排放量相对较小，如图3.21～图3.23所示。沈阳Cd的排放主要集中在1998—1999年。到1997年，Cd排放量降低到0.08t。1990年，沈阳Cd的排放量为0.325t。1998年和1999年，Cd的排放量又增加到1.2t和1.11t，到2000年，Cd的排放量减少到0.04t。抚顺Cd的排放量主要集中在1993年、1998—1999年和2001年，1993年、1998年、1999年和2001年Cd的排放量分别为0.158t、0.12t、0.12t和0.27t。鞍山Cd的排放量主要集中在1994年、1997年和2000年以后。1994年鞍山Cd的排放量为0.421t，1997年和2000年以后Cd的排放量为0.31t和0.14t。本溪Cd的排放量主要集中在1995年，为0.505t。

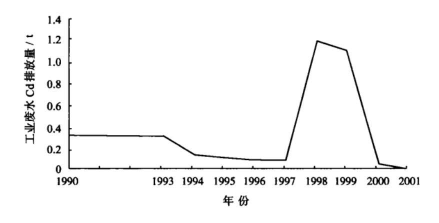


图3.21 沈阳工业废水Cd排放量

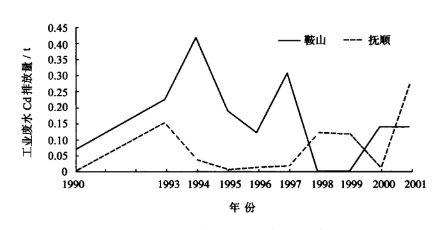


图3.22 鞍山和抚顺工业废水Cd排放量

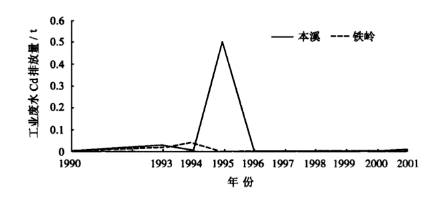


图 3.23 本溪和铁岭工业废水 Cd 排放量

不同城市的工业废水 As 排放量为沈阳＞抚顺＞本溪＞鞍山＞辽阳＞铁岭＞营口。沈阳的工业废水 As 排放最大值在 1998—1999 年，为 22.93t 和 19.53t；抚顺在 1990—1996 年，为 2.56～6.7t；本溪在 1993—1996 年，为 1.43～2.32t。如图 3.24 所示。鞍山在 1994—1997 年和 2000 年，分别为 0.29～1.04t 和 0.24t；辽阳和铁岭在 1990 年，As 的排放量为 0.3t 和 0.193t，随着时间的推移，As 的排放量逐渐降低。如图 3.25 所示。

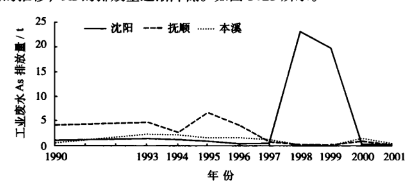


图 3.24 沈阳、抚顺和本溪工业废水 As 排放量

在辽宁中部城市群中，沈阳和抚顺的工业废水氰化物排放量最高，本溪和鞍山的排放量相对居中，营口、辽阳、铁岭的排放量相对较低，但不同城市工业废水氰化物的排放特征不同。沈阳、鞍山和营口的工业废水氰化物排放呈现明显的单峰特征，沈阳集中在 1998 年，排放量为 371.35t；鞍山和营口集中在 1998—1999 年，排放量分别为 144.12t，150.03t 和 1.01t，0.97t。如图 3.26 和图 3.28 所示。抚顺和本溪呈现双峰特征（1990 年以前数值图中未体现），排放量高峰值分别集中在 1990 年以前和 1998—1999 年，其中抚顺的工业废水氰化物排放量分别为 96.1t 和 208.98t，75.22t，本溪的排放量分别为 78.93t

和 83.45t，89.62t，如图 3.27 所示。辽阳和铁岭呈现多峰特征，辽阳的排放量分别集中在 1990 年、1997 年和 2000 年以后，而铁岭的排放量分别集中在 1993 年、1995 年和 1999 年，如图 3.26 所示。

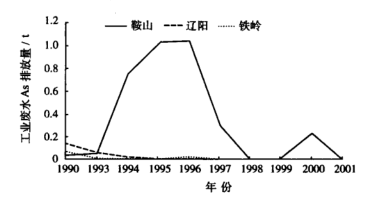


图 3.25 辽阳、铁岭和鞍山工业废水 As 排放量

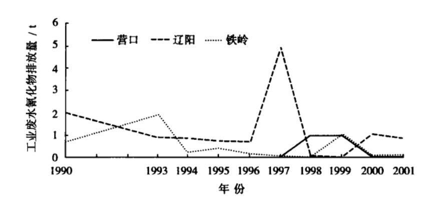


图 3.26 营口、辽阳和铁岭工业废水氰化物排放量

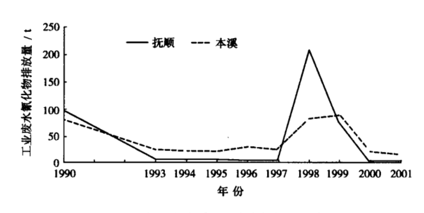


图 3.27 抚顺和本溪工业废水氰化物排放量

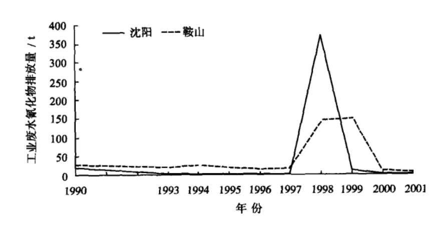


图 3.28 沈阳和鞍山工业废水氰化物排放量

(3) 近年来，化肥在农业生产中的使用量逐年上升。统计表明，辽宁中部城市群的氮肥使用量（按折纯量计算）从 1992 年的 47 万 t 增加到 2008 年的 61.7 万 t，增加了 31.3%，年均增加 1.96%，见表 3.2。化肥能通过地表径流和水土流失进入水体，造成对水环境的污染。资料显示，中国每年的氮肥损失率为 33.3%～73.6%，平均损失率为 60%左右，其中气态挥发损失 20%，硝化脱氮损失 15%，地下渗漏损失 10%，农田排水和暴雨径流损失 15%。N、P、K 的增加会导致地表水的富营养化。研究表明，化肥的使用与地表水体 N、P 污染具有内在的成因联系。

表 3.2 辽宁中部城市群及其不同城市氮肥使用量 万 t

	1992	1993	1994	1995	1996	1998	1999	2000	2001	2002	2004	2006	2008
沈阳	10.5	16.2	16.7	16.9	18.8	16.4	16.6	16.3	15.9	16.1	16.8	17.7	18.1
鞍山	5.4	5.3	6.2	6.0	6.9	6.7	7.0	7.2	6.2	7.1	7.2	8.0	8.9
抚顺	1.7	1.7	1.8	1.8	1.9	1.9	1.8	1.9	2.1	2.3	2.6	2.9	3.2
本溪	0.8	0.8	0.9	0.9	0.9	1.0	1.2	1.3	1.3	1.2	1.3	1.3	1.3
营口	4.8	5.4	5.2	5.4	5.9	6.0	6.2	6.0	5.4	5.3	4.9	5.3	6.1
辽阳	3.7	3.8	3.3	3.7	3.8	3.9	4.4	4.4	4.5	4.4	5.3	5.2	5.3
铁岭	20.1	13.9	15.5	16.6	16.8	17.4	17.7	18.8	18.7	17.4	19.1	17.1	18.8
城市群	47.0	47.1	49.6	51.3	55.0	53.3	54.9	55.9	54.1	53.8	57.2	57.5	61.7

据 2004 年辽宁省沈阳、本溪等 7 个城市的环境公报，水环境监测情况如下。

沈阳市地表河流均为劣Ⅴ类水质，水库水的 45%为Ⅲ类水质，36%为Ⅳ水质，19%为Ⅴ类水质。水中的氨氮、磷、BOD（生化需氧量）、COD 最大超标分别为 25.6 倍、6.6 倍、7.8 倍、6.6 倍。56%的地下水出现了不同程度的超标现象，其中硬度超标率 16.3%，氨氮超标 33.7%，亚硝基氮超标

12.8%，COD_{Mn}超标5.8%，Cr超标2.3%，挥发酚超标3.5%。饮用水源的Fe、Mn和三氮等污染严重，其中Fe污染超标21.7%，Mn污染超标69.8%，三氮污染超标32.9%，粪大肠菌群超标8.5%。

本溪市太子河兴安断面水质挥发酚、石油类年均值分别为国家Ⅳ类水标准的2.6倍和1.1倍，氨氮达国家Ⅴ类水标准的1.31倍。观音阁水库和浑江水库总氮浓度均值超过国家Ⅱ类标准，两水库综合营养化状态指数均为30～50，为中营养状态。

鞍山市9条河流中有7条河流水质为劣Ⅴ类。主要超标污染因子为氨氮、COD、BOD、COD_{Mn}、总磷、石油类，其中前5种年均值最大超标倍数分别为8.06倍、2.80倍、3.62倍、1.32倍、1.47倍，石油类年均值最大超标41%。

辽阳市辽河太子河段主要污染物平均浓度均为国家地表水Ⅴ类水质标准，太子河辽阳段中游下王段桥断面属Ⅴ类水质，其中COD、BOD、阴离子表面活性剂、氨氮、总磷、石油类、高锰酸盐指数分别超过Ⅴ类水标准12.5%、12.5%、11.1%、10.6%、4.3%、4.2%和2.1%。太子河辽阳段下游下口子断面属劣Ⅴ类水质，氨氮、阴离子表面活性剂、COD、BOD、高锰酸盐指数、总磷、溶解氧的超标率依次为43.1%、16.7%、13.5%、9.6%、7.7%、2.2%、1.9%。

铁岭市地表河流的75%为劣Ⅴ类水质，水库水中的氮、磷超过Ⅱ类水质标准，水源地部分时段氮、磷超过Ⅲ类水质标准，水体污染的主要来源为工业污水与污染物的排放、城市污水的排放和农业面源污染的扩大。其中，辽河铁岭段氨氮、COD、BOD、COD_{Mn}、总磷、石油超Ⅴ类水质标准，挥发酚、粪大肠菌群为Ⅴ类水质标准，石油类达到Ⅳ类水质标准，溶解氧达到Ⅲ类水质标准。

营口大辽河水域各断面、各月水质均为劣Ⅴ类水质。主要污染物氨氮浓度超过地表水Ⅴ类标准，为5.41mg/L；石门水库和三道岭水库总磷超过了地表水Ⅲ类标准。

抚顺市浑河抚顺段阿及堡断面水质中污染物浓度（除粪大肠菌群外），平均值符合Ⅳ类地表水标准，断面水质属轻度到中度污染；戈布桥断面氨氮、总磷和粪大肠菌群浓度平均值都超过地表水Ⅴ类标准；七间房断面氨氮、粪大肠菌群浓度平均值也超过地表水Ⅴ类标准，两断面水质属重度污染。大伙房水库总磷、总氮、叶绿素（a）超过国家Ⅱ类地面水准，其他主要污染物浓度也有所增加。

3.2 土地资源与土壤环境

3.2.1 土地的属性与功能

土地资源是指一定经济技术条件下能为人类利用的陆地表层，具有自然和社会经济双重属性。土地的自然属性是由岩性、海拔、坡度、土壤质地、土层厚度、水文与植被长期相互作用而赋予土地本身固有的内在性质，包括土地的生产力、土地面积的有限性、土地资源的可更新性和土地的空间性与时间性。这种性质直接影响土地的适宜性和限制性，是衡量土地质量等级的重要依据。土地的社会经济属性是通过人类社会经济活动赋予土地的属性，包括土地的所有权和使用权、土地利用现状和使用方式、土地的经济发展状况等，具有稀缺性、多样性、用途变更困难性和资产性特征。

土地具有养育、承载、美学、资源等功能。土地不但直接或间接地为人类提供食物、原材料，储存、同化人类社会的废弃物，作为生态系统，土地还具有气体调节、水调节、土壤形成、生物控制等生态功能。

3.2.2 土地资源结构特征

3.2.2.1 土地资源特征

2003 年，辽宁中部城市群土地面积 6542800hm^2，其中耕地面积 1942548hm^2，草地 85438hm^2，森林 2932811hm^2，其他 1582003hm^2。土地类型结构为森林占 44.8%，草地占 1.3%，耕地占 29.7%，这种土地类型结构意味着能够为人类的生存和发展提供一个良好的生态环境和自然资源基础。与世界、中国和辽宁省对比，辽宁中部城市群土地资源具有以下特征。

(1) 人均土地面积少。土地资源是生存和发展的基本条件。人地关系的状况是各级政府十分关注的问题，因为辽阔的土地可以保证各项建设的发展有比较充分的回旋余地，多数情况下可以取长补短、优势互补。辽宁中部城市群人均土地面积为 0.307hm^2，低于辽宁省人均土地面积（0.3549hm^2），是中国人均土地面积(0.8hm^2)的 38%，仅为全球人均土地面积(2.5hm^2)的 12.3%，土地资源十分紧缺。

(2) 辽宁中部城市群人均耕地 0.0725hm^2，低于辽宁省的人均耕地和全国人均耕地（0.1hm^2），不足世界人均耕地的 1/3 和美国人均耕地的 1/6。1988 年和 2004 年的土地数据表明，在此期间辽宁中部城市群的耕地面积减少了

20528.5hm^2，年均减少 1283hm^2。随着人口的增加和经济的发展，非农用地占用耕地不可避免，由于可开垦的荒地有限，耕地的数量还会减少。

（3）城市群的土地综合利用程度高。土地利用率是指已利用土地的面积占土地总面积的百分数。土地利用率从总体上反映了土地的利用情况。辽宁中部城市群土地利用率为 92.88％～98.39％，明显高出辽宁省和全国的平均水平。按照土地的承载、资源、养育等功能及其强弱划分土地利用级别后，根据人类对各利用级别土地依赖程度的高低与土地利用方向可变性的大小，通过计算各级土地利用指数并赋予相应的权重，可计算出土地利用程度指数，用来综合反映土地利用程度。结果表明，辽宁中部城市群的土地综合利用程度指数为 0.4889，高出辽宁省的平均水平（0.4542），其中沈阳、铁岭土地利用程度较高，土地利用程度指数大于 0.5。

（4）在林地面积中，辽宁中部城市群无林地所占比例为 8.05％，有林地中多为生态功能较低的灌木林、新生林；草地的载畜量和生产力远低于发达国家，鲜草产量为 2490～4065kg/hm^2；耕地资源中中低产田占的比例较高，为 61.4％。高生产力和高载畜能力的人工牧草地和改良牧草地所占比例极低（小于 5％），大多为羊草、草甸草原类型，盐化草甸类型和灌草丛类型。

3.2.2.2 土地资源的占用与消耗

随着经济的发展和城市扩张，辽宁中部城市群土地资源的占用与消耗变化特征如下。

（1）从 1996 年到 2003 年，城市群的土地利用格局基本趋于稳定，如图 3.29 和图 3.30 所示。但与 1985 年对比，2003 年城市群的耕地和草地比例相对降低，水域和林地比例相对增加。其中，耕地从 1985 年的 2728459hm^2 减少到 2003 年的 1942548hm^2，相对降低了 28.8％；牧草地从 1985 年的 99042hm^2 减少到 2003 年的 85438hm^2，相对降低了 13.7％；林地比例从 1985 年的 2944359hm^2 减少到 2003 年的 2932811hm^2，相对减少了 0.39％；水域比例从 1985 年的 194534hm^2 增加到 2003 年的 543519hm^2，相对增加了 179％。

辽宁中部城市群中不同城市的土地资源占用与消耗变化特征对比分析表明，各城市的耕地面积自 1996 年以后基本趋于稳定，如图 3.31 所示。但与 1985 年对比，各城市的耕地面积呈逐渐减少的趋势。1985 年，沈阳、鞍山、抚顺、本溪、营口、辽阳和铁岭的耕地比率分别为 71.13％，40.61％，19.25％，17.6％，35.28％，44.94％和 52.79％；到 2003 年，沈阳、鞍山、抚顺、本溪、营口、辽阳和铁岭的耕地比率分别减少到 51.74％，24.92％，11.51％，8.1％，21.70％，37.28％和 41.59％。

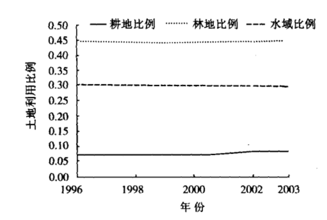


图 3.29　辽宁中部城市群的耕地、林地和水域利用

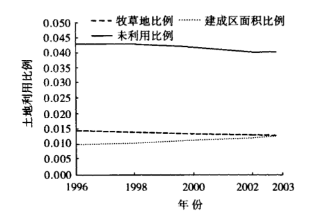


图 3.30　辽宁中部城市群的牧草地、建成区和未利用土地

除了鞍山市牧草地比例自 1996 年后略有降低外，辽宁中部城市群中其他城市牧草地比例自 1996 年后趋于稳定，如图 3.32 所示。但与 1985 年对比，牧草地比例除抚顺市有所增加、沈阳市变化不大外，其他城市均明显下降。1985 年，抚顺、鞍山、本溪、辽阳、铁岭和营口的牧草地比率分别为 0.91%，1.36%，1.52%，0.88%，0.91%和 0.72%；到 2003 年，抚顺的牧草地比率增加到 1.66%；鞍山、本溪、辽阳和铁岭的牧草地比率分别减少到 0.44%，0.52%，0.53%，0.75%；营口的牧草地则几乎消失。

辽宁中部城市群各城市林地面积所占比例的变化特征表现为：自 1996 年到 2003 年，各城市的林地面积基本趋于稳定，见图 3.33。但与 1985 年对比，沈阳市的林地面积明显增加，林地所占比例由 1985 年的 8.43%增长为 2003 年的 13.02%；营口市和辽阳市略有下降，所占比例分别由 1985 年的 50.26%

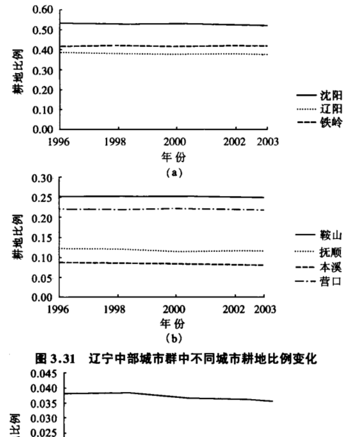


图 3.31 辽宁中部城市群中不同城市耕地比例变化

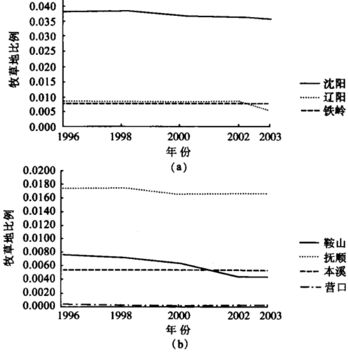


图 3.32 辽宁中部城市群中不同城市牧草地比例变化

和40.86%下降为2003年的38.1%和35.55%；其他城市变化不明显，鞍山市由1985年的48.21%下降为43.33%，抚顺市由76.03%下降为75.07%，本溪市由76.26%增加为78.19%，铁岭市则由36.81%下降为36.04%。

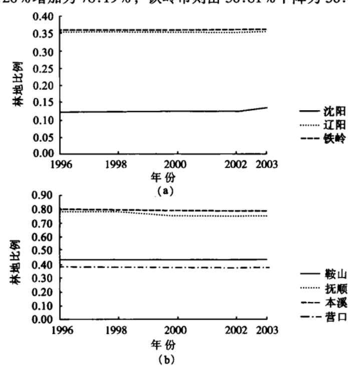


图3.33 辽宁中部城市群中不同城市林地比率变化

自1996年到2003年，各城市的水域面积均有所增加，如图3.34所示。其中营口从1996年的7.9%增加到2003年的8.89%；沈阳、鞍山、抚顺和铁岭的水域面积比例分别从1996年的11.79%、7.17%、4.33%和6.46%增加到2003年的14.16%、8.29%、4.45%和8.02%；本溪和辽阳的增加幅度分别从1996年的4.14%和7.22%增加为2003年的4.45%和8.44%。

(2) 随着人口的增长，辽宁中部城市群人均土地资源利用情况发生了变化，如图3.35所示。1996年，辽宁中部城市群人均耕地面积、人均林地面积、人均草地面积和人均水域面积分别为0.095，0.1396，0.0045和0.0223hm²；到2003年，城市群的人均耕地面积、人均林地面积、人均草地面积分别减少了3.88%，1.27%和10.97%，年均分别减少了0.55%，0.18%和1.57%；但水域面积增加了14.69%，年均增加2.10%。

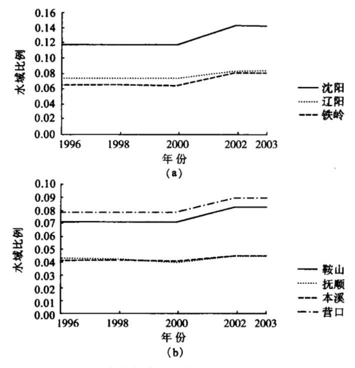


图 3.34 辽宁中部城市群中不同城市水域比例变化

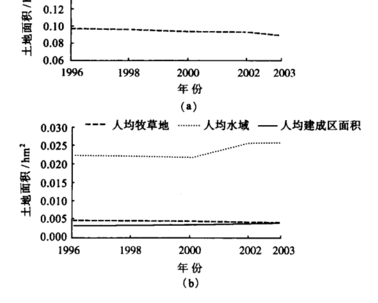


图 3.35 辽宁中部城市群人均土地资源利用情况

从1996年到2003年，辽宁中部城市群不同城市的人均土地、人均耕地、人均牧草地和人均建成区面积基本趋于稳定，人均水域面积普遍增加，如图3.36～图3.42所示。但与1985年对比，城市群中不同城市的人均土地利用情况不同。1985年，沈阳和铁岭的人均耕地面积为0.1714和0.1986hm^2，人均林地面积为0.0203和0.1385hm^2，人均牧草地面积为0.0084和0.0034hm^2，人均水域面积为0.0107和0.0129hm^2，人均土地利用类型为耕地＞林地＞水域＞牧草地＞建成区；鞍山、抚顺、本溪和营口的人均耕地面积为0.1141，0.1029，0.0956和0.0965hm^2，人均林地面积为0.1711，0.4064，0.4138和0.1375hm^2，人均牧草地面积为0.0048，0.0048，0.0083和0.0020hm^2，人均水域面积为0.0097，0.0085，0.0138和0.0044hm^2，人均土地利用类型均为林地＞耕地＞水域＞牧草地＞建成区；辽阳的人均耕地面积为0.1296hm^2，人均林地面积为0.1178hm^2，人均牧草地面积为0.0025hm^2，人均水域面积为0.0131hm^2，人均土地利用类型为耕地＞林地＞水域＞建成区＞牧草地。

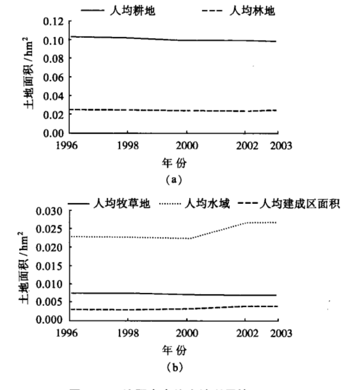


图3.36　沈阳市人均土地利用情况

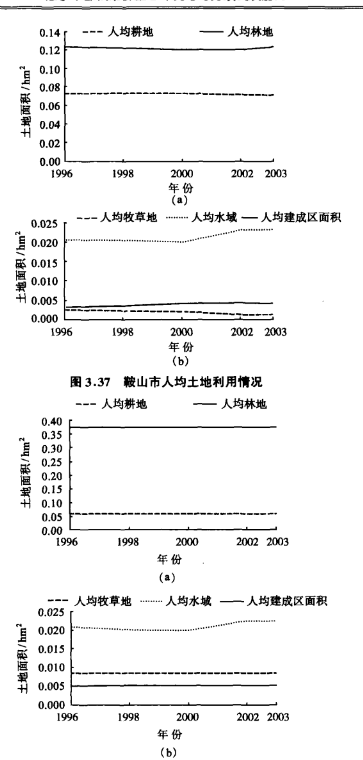


图 3.37 鞍山市人均土地利用情况

图 3.38 抚顺市人均土地利用情况

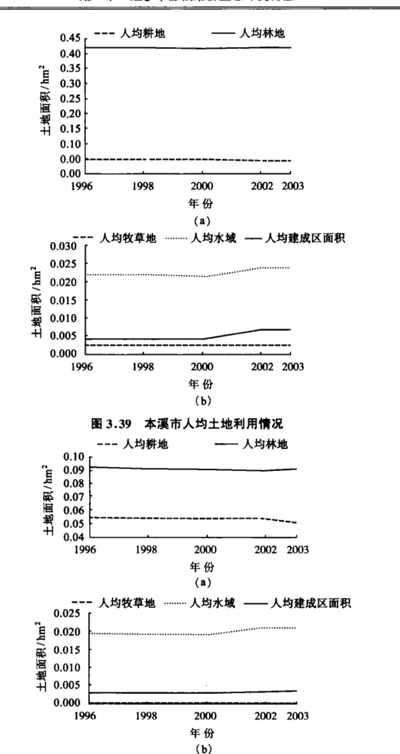


图 3.39 本溪市人均土地利用情况

图 3.40 营口市人均土地利用情况

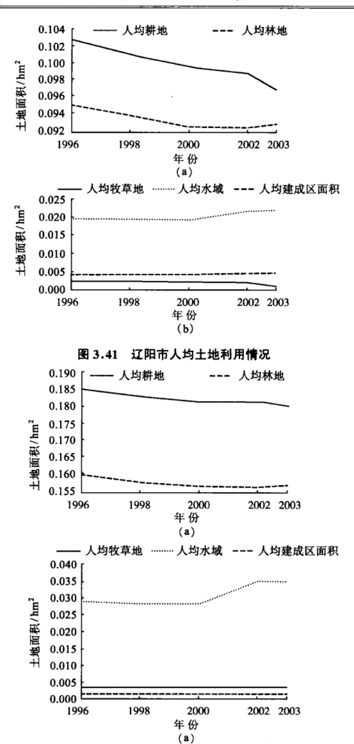


图 3.41 辽阳市人均土地利用情况

图 3.42 铁岭市人均土地利用情况

到2003年，沈阳的人均土地利用类型变为耕地＞水域＞林地＞牧草地＞建成区，营口、本溪和鞍山的土地利用类型变为耕地＞水域＞林地＞建成区＞牧草地。

与1985年对比，不同城市的人均土地利用类型发生了不同程度的变化。

① 人均耕地面积降低程度不同。其中鞍山、本溪、沈阳、抚顺和营口的人均耕地面积降幅较大，辽阳的人均耕地面积降幅相对较小，铁岭的人均耕地面积降幅最小。1985—2003年，鞍山、本溪、沈阳、抚顺和营口的人均耕地面积分别降低了51.63%，55.02%，43.15%，44.12%和46.94%；辽阳降低了25.15%；铁岭降低了9.32%。

② 人均水域面积大幅增加。1985—2003年，营口的人均水域面积增加了379.6%；沈阳、鞍山、抚顺和铁岭的人均水域面积分别增加了149.9%，138.6%，162.6%和168.4%；本溪和辽阳的人均水域面积分别增加了72.9%，68.0%。

③ 人均建成区面积均有一定程度的增加。1985—2003年，营口的人均建成区面积从20.36m^2增长到35.34m^2，增加了73.58%；本溪从46.21m^2增加到68.34m^2，增加了47.89%；其他城市人均建成区面积增加了12%～36%。

④ 不同城市的人均牧草地面积变化不同。1985—2003年，抚顺的人均草地面积增加了71.59%，其他各城市人均牧草地面积均有不同程度的下降。其中营口降低了98.33%；鞍山、本溪和辽阳分别降低了74.77%，66.04%和45.45%；铁岭和沈阳分别降低了5.15%和20.51%。

⑤ 不同城市的人均林地面积变化也不同。1985—2003年，沈阳、本溪和铁岭的人均林地面积分别增加了20.69%，1.49%和12.71%；而鞍山、抚顺、营口和辽阳的人均林地面积则分别降低了29.22%，7.65%，34.69%和21.48%。

3.2.3 土地利用价值的变化

土地空间是有限的、不可再生的，但是土地利用可以循环重复。随着人口的增加，土地资源变得日益稀缺和珍贵，土地资源的高效利用成为社会经济发展的必由之路。

土地利用价值反映为土地利用的经济价值和生态价值。土地利用的经济价值是指单位土地面积上人类所有活动的经济产出。土地利用的生态价值是指土地利用为人类的社会、经济和文化生活创造和维持的许多必不可少的环境、资源条件和所提供的许多种类环境和资源方面的生态功能。

3.2.3.1 土地利用的经济价值

（1）土地利用的经济价值。

辽宁中部城市群以冶金、石化、轻工、煤炭、发电、旅游为主导产业，工

业在土地利用中占有重要的地位。从图 3.43 中可以看出，辽宁中部城市群土地利用价值逐年增加，从 1990 年的 1.069 万元/hm^2 增加到 2003 年的 5.316 万元/hm^2，年均增加 0.327 万元/hm^2。目前，辽宁中部城市群的土地经济利用价值明显高于辽宁省（2.157 万元/hm^2）和全国（0.727 万元/hm^2）的平均水平，但低于北京（9.885 万元/hm^2）、天津（9.454 万元/hm^2）和上海（46.597 万元/hm^2）的土地经济利用价值。

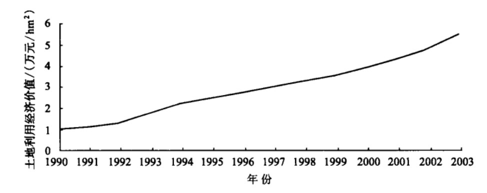


图 3.43 辽宁中部城市群土地利用经济价值

辽宁中部城市群中不同城市土地利用价值的变化趋势与城市群总体相同，但增加幅度不同，如图 3.44～图 3.46 所示，这与不同城市的资源条件、社会发展水平和土地综合利用效率不同有关。沈阳市土地利用价值增幅相对较大，年均增加 0.434 万元/hm^2，高于辽宁中部城市群土地利用价值的年均增加值；鞍山、辽阳和营口土地利用价值增幅相对较低，年均分别增加 0.263 万元/hm^2，0.172 万元/hm^2 和 0.181 万元/hm^2；本溪、铁岭和抚顺的土地利用价值更低，年均分别增加 0.101 万元/hm^2，0.096 万元/hm^2 和 0.045 万元/hm^2。

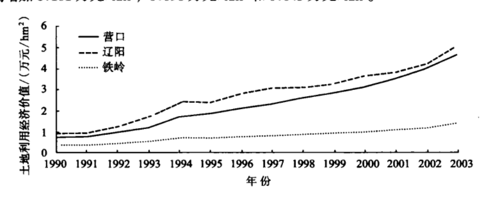


图 3.44 营口、辽阳和铁岭的土地利用经济价值

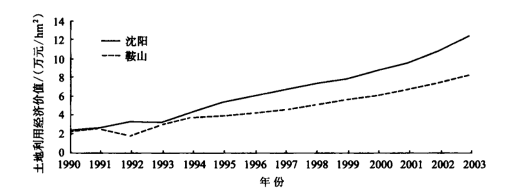


图 3.45 沈阳和鞍山的土地利用经济价值

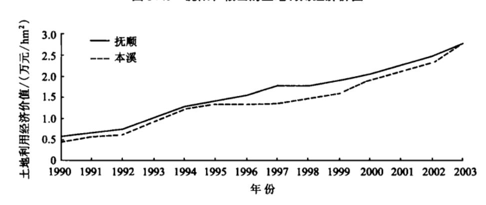


图 3.46 抚顺和本溪的土地利用经济价值

(2) 耕地利用经济价值。

从图 3.47 中可以看出，辽宁中部城市群耕地利用经济价值波动增加，从 1996 年的 0.999 万元/hm^2 增加到 2002 年的 1.31 万元/hm^2，但仍低于辽宁省 (1.343 万元/hm^2) 和全国 (1.427 万元/hm^2) 的平均水平。其中，鞍山、本溪

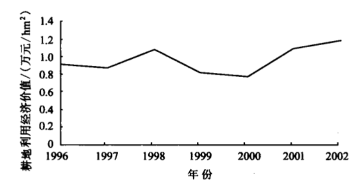


图 3.47 辽宁中部城市群耕地利用经济价值及其变化

的耕地利用经济价值为 1.797 万元/hm^2 和 1.464 万元/hm^2，高于辽宁省和全国的平均水平，年均分别增加 0.141 万元/hm^2 和 0.082 万元/hm^2，高于辽宁中部城市群年均耕地利用经济价值增加值（0.0518 万元/hm^2）；辽阳、抚顺的耕地利用价值分别为 1.31 万元/hm^2，1.199 万元/hm^2，低于辽宁省和全国的平均水平，但耕地利用价值呈逐年增加趋势，年均增加值为 0.042 万元/hm^2 和 0.064 万元/hm^2；营口的耕地利用价值为 1.404 万元/hm^2，高于城市群增加值，介于辽宁省和全国耕地利用价值之间，但耕地利用价值呈逐年降低趋势，年均减少值为 0.024 万元/hm^2；沈阳和铁岭的耕地利用价值相对较低，分别为 0.974 万元/hm^2 和 1.02 万元/hm^2，明显低于城市群增加值，耕地利用价值的年均增加值也相对较低，分别为 0.015 万元/hm^2 和 0.044 万元/hm^2。如图 3.48 和图 3.49 所示。

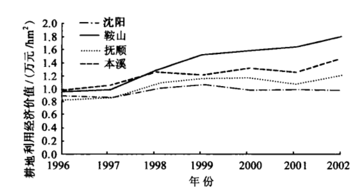


图 3.48 沈阳、鞍山、本溪和抚顺市耕地利用价值及其变化

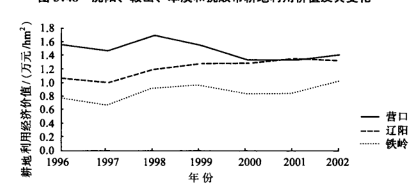


图 3.49 辽阳、营口和铁岭市耕地利用价值及其变化

3.2.3.2 土地利用的生态效益价值

土地不仅为人类社会创造巨大的经济价值，而且为人类的社会、经济和文化生活创造并维持着许许多多必不可少的资源、环境条件和生态服务功能。这

些由自然生物过程产生和维持的环境、资源方面的条件和功能，可以统称为生态效益。这些生态效益一方面为家家户户的日常起居、健康福祉提供保障，另一方面影响工农业生产的成本和人类的精神文化生活。

Costanaza 等在 1997 年发表的《世界生态系统服务价值和自然资本》一文中，将全球生态系统区分为远洋、海湾、海草/海藻、珊瑚礁、大陆架、热带森林、温带森林、草原、湿地、湖泊河流、荒漠、苔原、冰川/岩石、农田、城市共 15 类生态群落。本书据此并结合辽宁中部城市群实际土地利用类型和生态系统的一级分类，选取森林、草地、农田、水域共 4 项。生态效益指标选取气体调节、气候调节、干扰调节、水调节和供应、侵蚀控制、土壤形成、营养循环、废物处理、授粉、生物控制、栖息地、食物生产、原材料、基因资源、娱乐文化共 15 项（见表 3.3）。

表 3.3 生态效益指标[1]

生态效益指标	生态功能	举　例
气体调节	调节大气化学成分	CO_2/O_2 平衡，SO_x 水平等
气候调节	调节全球气温，在全球或区域水平上利用生物调节气候	调节温室气体的排放等
干扰调节	生态系统对环境影响的容量、干扰	利用植被防止风暴，控制洪、水干旱等环境灾害等
水调节和供应	调节水量，保持和储存水资源	提供工业、农业用水等
侵蚀控制	调节生态系统中的土壤	防止因风蚀或其他方式流失的土壤等
土壤形成	土壤形成过程	岩石的侵蚀、有机物质的积累等
营养循环	营养的保存和内部循环	氮的固定，氮、磷和其他元素的营养循环等
废物处理	废物处理	废物处置、污染控制、消除放射性污染等
授　粉	植物的繁衍过程	提供植物繁衍过程所需要的授粉者等
生物控制	种群的动态控制	通过捕食者减少草食动物的数量等
栖息地	为常居者和暂居者提供栖息地	迁移物种的暂居地、食物补充地或过冬地等
食物生产	提供食物	捕捉鱼类、耕种粮食、采摘坚果和水果等
原材料	提供原材料	提供原木、燃料、饲料等
基因资源	生物原料和产品的唯一来源	医学、植物和农作物抵抗虫害基因等
娱乐文化	提供娱乐和文化条件	生态旅游、钓鱼和其他户外运动、艺术、教育、生态系统的科学价值等

陆地生态系统每年都在以生态产品和生态功能等形式创造着巨大的价值。根据中国平均陆地生态系统单位面积的生态效益价值（见表 3.4）[2]，计算出辽宁中部城市群不同土地利用类型的生态效益价值为 461.28 亿元/年（见表 3.5）。其中森林 242.58 亿元/年，草地 2.90 亿元/年，耕地 30.94 亿元/年，水域 184.86 亿元/年。

表 3.4　中国平均陆地生态系统单位面积的生态效益价值　元/hm^2

指　标	森林	草地	耕地	水域
气体调节	155.61	51.87	3.99	0.00
气候调节	1061.34	355.11	355.11	179.55
干扰调节	15.96	27.93	0.00	3.99
水调节和供应	39.90	3.99	0.00	56530.32
侵蚀控制	722.19	219.45	0.00	0.00
土壤形成	75.81	15.96	0.00	0.00
营养循环	2717.19	254.64	542.64	0.00
废物处理	654.36	654.36	3.99	3.99
授　粉	0.00	187.53	103.74	0.00
生物控制	15.96	171.57	179.55	0.00
栖息地	929.67	929.67	0.00	183.54
食物生产	323.19	502.74	399.00	307.23
原材料	1037.40	19.95	3.99	0.00
基因资源	11.97	3.99	0.00	0.00
娱乐文化	510.72	15.96	0.00	1731.66
合计	8271.27	3414.72	1592.01	58940.28

表 3.5　辽宁中部城市群不同土地利用类型生态效益价值　亿元/年

指标	森林	草地	耕地	水域	合计
气体调节	4.56	0.04	0.08	0.00	4.68
气候调节	31.13	0.30	6.90	0.56	38.89
干扰调节	0.47	0.02	0.00	0.01	0.50
水调节和供应	1.17	0.00	0.00	177.31	178.48
侵蚀控制	21.18	0.19	0.00	0.00	21.37
土壤形成	2.22	0.01	0.00	0.00	2.23
营养循环	79.69	0.22	10.54	0.00	90.45
废物处理	19.19	0.56	0.08	0.01	19.84
授　粉	0.00	0.16	2.02	0.00	2.18
生物控制	0.47	0.15	3.49	0.00	4.11
栖息地	27.27	0.79	0.00	0.58	28.64
食物生产	9.48	0.43	7.75	0.96	18.62
原材料	30.42	0.02	0.08	0.00	30.52
基因资源	0.35	0.00	0.00	0.00	0.35
娱乐文化	14.98	0.01	0.00	5.43	20.42
合计	242.58	2.90	30.94	184.86	461.28

辽宁中部城市群不同城市生态效益价值表明（见表 3.6 和图 3.50）：沈阳市的土地利用生态价值最大，为 100.54 亿元/年，占中部城市群不同土地利用

类型总生态效益价值的21.80%；辽阳和营口的生态效益价值最小，分别为33.82亿元/年和35.50亿元/年，占辽宁中部城市群不同土地利用类型总生态效益价值的7.33%和7.69%；抚顺、铁岭、本溪和鞍山生态效益价值相对中等。其中，沈阳水域生态效益价值占绝对优势，抚顺、本溪的森林生态效益价值占绝对优势，铁岭、鞍山、营口、辽阳的森林和水域生态效益价值共同占有优势，草地生态效益价值最小，其次为耕地生态效益价值。

表3.6　辽宁中部城市群不同城市生态效益价值　亿元/年

城　市	森林	草地	耕地	水域	合计
辽宁中部城市群	242.58	2.92	30.93	184.87	461.30
沈　阳	13.97	1.56	10.69	74.32	100.54
鞍　山	34.59	0.14	3.83	24.42	62.98
抚　顺	69.99	0.64	2.07	9.72	82.42
本　溪	54.39	0.15	1.07	11.33	66.94
营　口	17.03	0.00	1.87	16.60	35.50
辽　阳	13.95	0.09	2.82	16.96	33.82
铁　岭	38.66	0.33	8.59	31.52	79.10

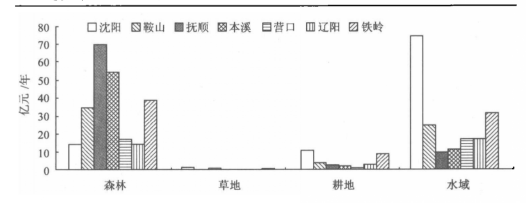


图3.50　辽宁中部城市群不同城市土地类型生态效益价值

3.2.3.3　土地利用总价值

土地利用总价值反映了在单位面积土地上人类所有土地利用活动的经济产出和自然生态系统功能为人类提供的服务。土地利用的经济价值和生态价值之和构成了土地利用的总价值或总效益。2003年辽宁中部城市群各种类型土地利用的总价值为461.28亿元/年，占辽宁中部城市群国内生产总值（3611.93亿元）的12.77%。

2003年辽宁中部城市群平均土地利用总价值为62757.23元/hm^2（见表

3.7)，其中土地利用经济价值占88.67%，生态价值仅占11.33%。由于各城市自然条件和社会发展水平差异较大，不同地区土地综合利用的情况和效率相差很大。沈阳市和鞍山市工业基础较好，已形成实力雄厚、结构完整的经济基础，表现出很高的土地利用经济价值（124477.46 元/hm^2 和 85423.49 元/hm^2），但生态价值的比重较小，且鞍山的生态价值的比重在10%以下；铁岭、抚顺和本溪工业基础相对较薄弱，经济发展状况较差，表现为土地利用的经济价值相对较小，但生态价值占的比重相对较大；营口和辽阳发展水平介于上述两者之间，土地利用经济价值在50000元/hm^2 左右，生态价值占土地利用总价值的12%左右。

表3.7 2003年辽宁中部城市群单位面积土地利用总价值 元/hm^2

城市	经济价值	生态价值	总效益价值	生态价值比重/%
辽宁中部城市群	55649.95	7107.28	62757.23	11.33
沈　阳	124477.46	7805.89	132283.35	5.90
鞍　山	85423.49	6807.23	92230.72	7.38
抚　顺	27932.36	7311.72	35244.08	20.75
本　溪	27898.08	7959.49	35857.57	22.20
营　口	47224.32	6614.91	53839.23	12.29
辽　阳	50340.32	7128.61	57468.93	12.40
铁　岭	13600.04	6093.84	19693.88	30.94

3.2.4 土质消耗

土壤质量的消耗是指人类利用不当或自然因素作用造成的土地质量下降或土地资源退化，表现为土地生物生产力逐渐减退和产品质量下降。长期以来，重用地、不养地，重化肥、轻农肥，绿肥与豆科植物种植面积减少，作物单一化等因素使得土壤养分单一消耗，土壤养分失调和土壤肥力下降，破坏了土壤的理化性质和土壤结构。1990—1995年，辽宁中部城市群侵蚀模数为554 t/km^2·a，总水利侵蚀面积18664.8km^2，占土地面积的29.8%。其中，侵蚀模数为2500～5000t/km^2·a，侵蚀面积为2990.7km^2，占土地面积的4.8%；化肥施用比例失调引起了土壤磷缺乏和氮肥利用率的下降，破坏了土壤养分平衡状况，使土壤地力降低。1990—1995年，辽宁中部城市群年均化肥使用量为227011t，平均单位耕地化肥使用量为0.87t/hm^2·a；农药的使用、"三废"的排放和矿山的开采等人类活动加剧了土壤污染，在影响土壤质量和利用的同时，也影响了农作物的品质和地下水的清洁，威胁着人类的健康。2003年，由于矿山开采和污水灌溉造成的土壤污染约64000hm^2，其中，沈阳张士污灌区的重金属污染、抚顺污灌区的有机污染、鞍山宋三台子的重金属-有机复合

污染、辽阳柳壕河污灌区的有机污染面积约为48000hm^2。1990—1995年，平均农作物受灾面积672.1万hm^2，占耕地面积的38.3%，受灾类型以水灾和旱灾为主。其中铁岭受灾比较严重，占耕地面积的55.9%；本溪受灾面积比例相对较小，占耕地面积的26.1%。

3.3 矿产资源与矿山环境

3.3.1 矿产资源量及其变化

辽宁中部城市群矿产资源丰富，矿产种类齐全，矿产地1858处，是国内外少有的矿产资源富集区之一。截至2003年，辽宁中部地区发现矿产种类49种，包括能源矿产（煤、油页岩、煤层气）、黑色金属矿产（铁）、有色金属矿产（铜、铅、锌、铝）、贵金属矿产（金、银）、冶金辅助非金属矿产（菱镁矿、萤石、溶剂灰岩、冶金白云岩、冶金石英岩、冶金砂岩）、化工原料非金属矿产（硫、砷）和建材及其他非金属矿产（金刚石、硅灰石、滑石、石膏、玉石、水泥灰岩、玻璃石英岩、水泥配料用砂、黏土、页岩、彭润土、水泥用大理岩等）。其中大中型矿产地67处，平均10处/万km^2，特别是该区富集了发展国民经济所需的大宗矿产煤、铁、煤层气。辽宁中部城市群集中了辽宁省铁储量的95.6%，全国铁储量的23%以上；辽宁省菱镁矿储量的100%，全国菱镁矿储量的80%；辽宁省煤储量的68.9%。

依据得天独厚的资源优势，辽宁中部城市群形成了钢铁、能源、冶金、机械、化工、有色、建材等门类齐全的产业结构和以矿业开采、原材料加工为基础的工业城市，如“钢都”鞍山、“煤都”抚顺、“煤铁之城”本溪、“化纤之城”辽阳和“煤炭基地”铁岭，在新中国的经济发展进程中，该区发挥了以钢铁、能源、原材料、化工为主体的老工业基地作用。

然而，长期高强度的开采，使主要矿种资源严重萎缩，矿产资源的可采储量大幅度减少。有色金属Cu、Pb、Zn已经进入枯竭状态，富铁矿石几乎全部依靠进口。抚顺因保城限采，煤炭可采储量仅剩8278万t；沈北煤矿虽有储量，但由于开采不经济而处于转型期；主力铁矿山，如东鞍山、大孤山、眼前山、歪头山等均处于矿山开采的后期阶段；岫玉的主体矿山已经基本采完，处于残采阶段。

截至2002年底，该区已探明资源储量的铁矿区60处，累计探明铁储量1249209.6万t，难以利用的铁储量83422.3万t。已建井开采的铁矿39处，闭坑或停采7处，已开采的资源135564.2万t，保有储量1113645.4万t；已

探明资源储量的煤矿区 88 处，累计探明煤储量 600484.8 万 t，难以利用的煤储量 1748.4 万 t。已建井开采的煤矿 63 处，闭坑或停采 19 处，已开采的资源 12739.2 万 t，保有储量 471344.4 万 t；已探明资源储量的菱镁矿 12 处，累计探明铁储量 305215.7 万 t，已建井开采的铁矿 10 处，闭坑或停采 1 处，已开采的资源 14195.9 万 t，保有储量 291019.8 万 t；玉石保有储量仅为 9.23 万 t。

3.3.2 矿产资源利用效率

矿产资源是人类赖以生存和发展的最重要的物质保障，也是全球经济的产业基础。人类使用的 95% 以上的能源、80% 以上的工业原材料和 70% 以上的农业生产资料均来自矿产资源。其中，能源作为国民经济发展最基本的物质基础和经济社会发展的动力因子，始终是我国最重要的战略资源之一。随着社会经济的快速发展，能源的生产规模和消费规模也相应增大，万元 GDP 能耗下降，能源消费弹性系数增加。从图 3.51 可以看出，辽宁中部城市群 GDP 和能源消耗逐年增加。1985—2003 年，GDP 从 402.2 亿元增加到 3611.9 亿元，一次性能源逐年消耗量从 1598.6 万吨标准煤增加到 4149.6 万吨标准煤。与 1985 年对比，GDP 增长 7.98 倍，年均增长 44.3%，而一次性能源消费量增长 160%，年均增长 8.9%。万元 GDP 能耗从 1985 年的 3.97 吨标准煤下降到 2003 年的 1.15t 标准煤，略低于全国平均水平（2000 年为 1.48t 标准煤/万元 GDP），但与发达国家相比仍有很大差距（1998 年发达国家万元 GDP 能耗平均水平为 0.35t 标准煤/万元，见表 3.8）。

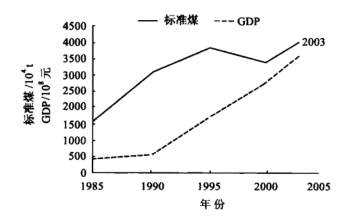


图 3.51 辽宁中部城市群 GDP 与能源消耗变化

从图 3.51 可以看出，辽宁中部城市群的能源消耗弹性系数呈阶段性变化。1985—1990 年，能源消费增长速度很快，大于 GDP 的年均增长速度，能源消

耗弹性系数较小，经济发展依赖于大量的能源消耗来实现；1990—2000年，能源消费增长速度大幅度减小，而社会GDP仍然以较快的速度发展，能源消耗弹性系数逐步增加；2000—2003年，能源消费的变化速率和社会GDP的变化速率处于相对稳定阶段，能源消耗弹性系数变化不大。

表 3.8　各发达国家万元GDP能耗

国家	澳大利亚	比利时	丹麦	法国	爱尔兰	意大利	荷兰	挪威	瑞士	美国	西班牙
万元GDP能耗(1998)/(吨标煤/万元)	0.42	0.4	0.27	0.35	0.27	0.23	0.35	0.36	0.25	0.45	0.29
国家	奥地利	加拿大	以色列	日本	新西兰	葡萄牙	瑞典	英国	芬兰	德国	发达国家平均
万元GDP能耗(1998)/(吨标煤/万元)	0.26	0.54	0.3	0.29	0.43	0.25	0.48	0.32	0.51	0.31	0.35

随着时间的推移，不同城市GDP的增长与能源消耗变化不同，如图3.52所示：1985—1995年，沈阳市GDP的增长速度弱于能源消耗速率，万元GDP能耗增加，能源消耗弹性系数较小；1995—2000年，随GDP的增长，能耗下降，能源消耗弹性系数增大；2001—2003年，随GDP的增长，能耗等比例增加，能源消耗弹性系数又减小。

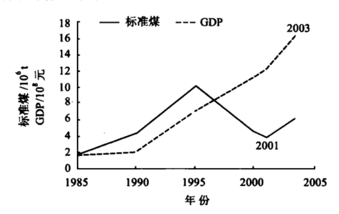


图3.52　沈阳市GDP与能源消耗变化

1985—1990年，鞍山市能源消耗量急剧增加，其增长速度明显大于GDP的增长速度，能源消耗弹性系数很小；1990—2000年，经济快速发展，能源消耗量有所降低，能源消耗弹性系数增大；2000—2003年，GDP和能耗的增

长速度差距较小，万元 GDP 能耗变化不大，能源消耗弹性系数趋于稳定。如图 3.53 所示。

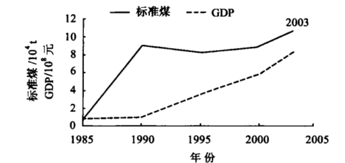


图 3.53 鞍山市 GDP 与能源消耗变化

1985—1990 年，抚顺市 GDP 的增长缓慢，能源消耗增长速度相对较大，能源消耗弹性系数较小；1990—1995 年，GDP 的增长速度略大于能源消耗速度，能源消耗弹性系数略有增大；1995—2000 年，能源消耗量减少，能源消耗弹性系数增大；2000 年—2003 年，GDP 和能耗的增长速度基本趋于稳定，能源消耗弹性系数基本趋于稳定。如图 3.54 所示。

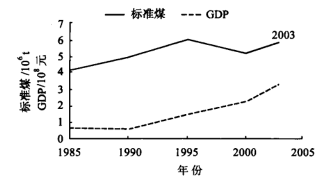


图 3.54 抚顺市 GDP 与能源消耗变化

1985—1990 年，本溪市 GDP 的增长速度略小于能源消耗增长速度，能源消耗弹性系数相对小些；1990—2003 年，GDP 的增长速度较快，能源消耗量呈波段性降低，能源消耗弹性系数趋于增加。如图 3.55 所示。

1985—1995 年，营口市 GDP 的增长速度和能源消耗增长速度基本一致，能源消耗弹性系数基本稳定；1995—2000 年，GDP 的增长速度变化不大，但能源消耗量明显下降，能源消耗弹性系数明显增大；2000—2003 年，GDP 的增长速度略低于能源消耗增长速度，能源消耗弹性系数略有降低。如图 3.56 所示。

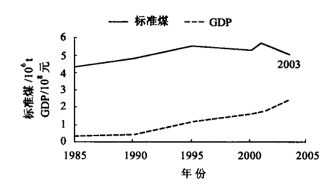


图 3.55 本溪市 GDP 与能源消耗变化

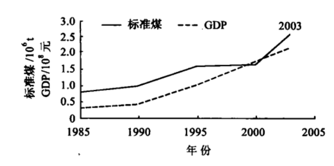


图 3.56 营口市 GDP 与能源消耗变化

1985—1990 年，辽阳市的能源消耗增长速度明显高于 GDP 的增长速度，万元 GDP 能耗趋于增加，能源消耗弹性系数减小；1990—2003 年，GDP 不断增加，能源消耗增长速度减小，万元 GDP 能耗趋于减小，能源消耗弹性系数趋于增加。如图 3.57 所示。

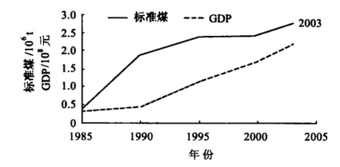


图 3.57 辽阳市 GDP 与能源消耗变化

1985—1990 年，铁岭市的能源消耗增长速度高于 GDP 的增长速度，万元 GDP 能耗趋于增加，能源消耗弹性系数较小；1990—1995 年，能源消耗量有

所下降，能源消耗弹性系数增大；1995—2003年，能源消耗增长速度高于社会GDP的增长速度，能源消耗弹性系数减小。如图3.58所示。

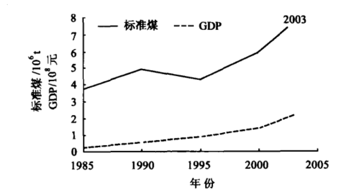


图3.58　铁岭市GDP与能源消耗变化

3.3.3　矿山环境

随着地区经济规模的扩大，矿产品的生产和消耗总量增大，对辽宁中部城市群矿山环境的压力也越来越大。特别是长期以来存在的矿产资源的高强度开发，粗放式经营，矿山采选规模过小、力量分散、滥采乱挖、采富弃贫等矿业秩序混乱现象，不但造成了矿产资源的大量浪费，也严重地污染了矿山环境。矿山土地、植被等生态环境遭到破坏，水土流失和“三废”污染严重，生态平衡失调日益突出，泥石流、地面塌陷等地质灾害加剧。据统计，我国每年因采矿产生的废水约占全国工业废水排放总量的10%以上，而处理率仅为4.23%，绝大部分未经处理的废水直接排入江河湖海。我国每年工业固体废物排放量中，85%以上来自矿山开采。我国因采矿而直接破坏的森林面积累计已达106万hm^2，破坏草地面积26.3万hm^2。全国因采矿累计占用土地约586万hm^2，破坏土地157万hm^2，并且每年仍以4万hm^2的速度递增，而矿区土地复垦率仅为10%，比发达国家低50多个百分点。一些地方因矿山开采破坏了水平衡，导致区域性地下水下降。由此可见，矿产资源的掠夺式开采，在造成矿产资源极大浪费的同时，也严重地破坏了环境。

据2004年统计，辽宁中部城市群矿山废渣年排放量13353.3万t，累积堆存量328312.3万m^3。矿山开采破坏占用土地面积36067.7hm^2，污染土地面积15948hm^2。1998—2002年，辽宁中部城市群发生地面塌陷、滑坡、崩塌、泥石流、地裂缝等次生自然灾害36次，次生灾害面积2万多hm^2。表3.9是辽宁中部城市群主要矿山废渣堆存情况。

表 3.9　辽宁中部城市群主要矿山废渣堆存量

矿种		矿区名称	累计堆存量/万 m^3	占地面积/km^2	年排放量/万 t	年回收利用量/万 t
能源	煤矿	抚顺矿区	113300	22.60	74	80.0
		铁法矿区	4710	2.17	226.63	80.17
		红阳矿区	520.10	0.20	159.10	11
		沈北矿区	205.87	0.08	23.34	0
		康平矿区	283.89	14.20	28.31	0
黑色金属及冶金辅助原料	铁矿	鞍山市城市周边铁矿	113400	29.69	8000	120
		弓长岭矿业公司	31000	4.78	1170	0
		本溪南芬露天矿	9633	15.60	2500	2500
		本溪歪头山铁矿	6050	0.84	1570	54.20
		本溪南芬选矿厂		8.01	134	0
		抚顺钢铁公司小莱河铁矿	29.50		9.30	9.30
	锰矿	鞍钢矿业公司瓦房子锰矿	3.60		6.40	6.40
	镁矿	海城青山怀镁矿	3000	0.67	0	0
		营口大石桥市圣水矿产公司	120	0.40	30	20
		抚顺红透山铜矿	2595.90	0.58	16.85	16.85
		海城市辽南矽石砂矿	0	0	0.50	0.50
建筑材料	石灰石矿	辽阳千山水泥有限责任公司	2.60	0.01	0	19
		辽宁省铧子新生水泥厂	1.41	0.01	0.20	0.40
		鞍钢矿业公司大连石灰石矿	1400	0.02	70	70
	石膏	辽阳盛达石膏矿			0.06	0.06

矿业活动在大量占用土地的同时，还严重破坏了地表植被，尤其是大型露天开采矿区和一些群采、滥采、矿业秩序混乱的矿区，植被损坏得尤为严重。乱采乱掘，随意弃渣和大面积地表的扰动往往造成土地沙砾化、岩质化以及水土流失。20 世纪 50 年代初，鞍山东南部山区森林植被覆盖率达到 60% 以上，而现在已不足 20%，树种也由高大针叶和乔木变为现在的灌木次生林。著名的国家级风景区千山的古松也受到了由于千山西麓铁矿开采造成的粉尘和采坑排水疏干形成的降落漏斗的严重影响。

矿石开采、加工及“三废”不合理排放已使许多矿区周围生态环境受到严重污染。矿山开采产生大量的烟气、粉尘和 SO_2、CO、氟化物等有毒有害气体，它们一方面进入大气引起空气污染，另一方面通过降水、扩散和重力作用降落回地表，污染水体或渗透进土壤，导致土壤酸化和营养物质流失，降低土壤肥力。特别是废气中含有大量的重金属飘尘，它们随废气进大气，再沉降进土壤，严重污染了土壤环境。据有关统计资料显示，辽宁省因矿业活动而排放的废气量为 403 亿 m^3/年（80 个矿山统计结果），SO_2 的排放量大约在 7×10^6

～10×10^6t/年，约占全国 SO_2 总排放量的10%左右（2000年我国 SO_2 的排放量约为1995万t）。部分矿区大气污染情况的调查表明，煤炭、水泥生产、菱镁矿区和硫化物矿山的开采产生的废气量最大，主要的大气污染物为颗粒悬浮物、氮氧化物、SO_2、CO。煤矿山的煤矸石自燃也会产生大量的煤尘和瓦斯排放，各井采矿区还向大气中排放大量的瓦斯气体。

抚顺西露天矿采矿场内有自燃发火点28处，面积11800m^2，排土场有自燃火区14处，面积1.53km^2。这些自燃发火点燃烧后释放的一氧化碳为646万t/年，氮氧化物为584.2t/年，二氧化硫为240万t/年（见表3.10）。矿区内空气污染指数为9.35，属重度污染。

表3.10　　抚顺西露天矿区大气污染

地点 \ 污染物		SO_2 /(mg/m^3)	NO_x /(mg/m^3)	CO /(mg/m^3)	TSP /(mg/m^3)
采场	日均值	0.286	0.821	41.880	8.000
	超标	4.800	16.420	4.100	40.000
排土场	日均值	0.052	0.211	10.430	0.326
	超标		1.000	1.670	1.000

水泥、石灰石、滑石等矿产开采和长期堆存的大量废渣及尾矿构成了矿区大气污染的重要污染源，使大气的粉尘含量超标几倍甚至几十倍，对生态环境影响最大。

矿山“三废”的随意排放，也造成了水体和土壤的严重污染。矿山生产过程中产生的大量的含有不同有害元素的选矿废水和矿坑水，是矿山附近水体和土壤污染的主要原因之一，但不同的矿山企业废水的性质和排放量不同。矿山年废水排放量的53.13%集中在七大采煤矿区，其矿坑水排放量较大，但污染程度较低；洗煤水排放量小，污染程度较高，水中富含氨氮、SO_4^{2-}、F^-、COD、SS等对人体有害的成分。辽宁中部城市群主要采煤矿山排放废水水质情况见表3.11；有色金属矿山和贵金属矿山的废水中有害金属含量较多，主要污染物为Cu、Pb、As、Hg、Cr、Cd等有毒有害的重金属元素和CN^-。

表3.11　　辽宁中部城市群主要采煤矿山排放废水

排放标准	Ⅰ～Ⅱ类	Ⅲ类	超Ⅴ类	DB-2189-60	未处理	总计
矿区个数	13	1	5	8	7	34
比例/%	38.23	2.94	14.71	23.53	20.59	100

矿山开采过程中大量的含有硫化物和多种重金属的废岩、废渣和尾矿在表生环境下经雨水的淋溶作用，形成含有多种有害元素的酸性废水污染地表水和

土壤，或通过下渗污染地下水。水体和土壤的污染主要与一些大型露采的煤矿、铁矿和有色、贵金属矿山的开发活动有关，特别是民采的金、铁、硼、硫化物等小型选矿厂和煤矿开采对周围地表水和地下水和土壤产生的污染现象最为普遍。由于这类小型选矿厂技术落后、管理差，多将废水、废渣直接排入河道或附近的水体，或随意排弃，因而造成地表水、土壤的普遍污染。抚顺矿区矸石山溢流水渗入地下含水层，使其周围地区地下水水质恶化，大部分民井不能饮用，在监测的24个井点中，有80%以上的井水属于硬水，最高值达3109.81 mg/L，超过背景值近10倍；80%以上的井水矿化度超过背景值，最高达18413.18mg/L，超过背景值近15倍；水化学类型亦由重碳酸钙型转化为硫酸钠型。铁法矿区小青矿、大隆矿煤泥水的排放，造成长沟河、新开河地表水水质恶化。

受地质条件复杂性的影响，许多矿山在采矿时必须进行疏干排水，甚至要深降强排，从而导致地表水、地下水系统的失衡和区域性地下水位下降。近年来，因采矿造成缺水的地区在不断增加，某些矿区地下水位下降十几米甚至几十米，出现了大面积的疏干漏斗，致使民井干枯、河水断流，生态环境遭到严重破坏。

3.4 辽宁中部城市群生态环境质量评价

3.4.1 生态环境质量与生态环境质量评价

生态环境质量是生态环境系统客观存在的一种本质属性和生态环境系统所处的状态，是生态环境价值与人类需求之间客观存在着的一种特定关系的体现。

生态环境质量评价是人类主体对生态环境价值的判断，其实质是了解生态环境的结构、特征和运动变化规律，把握人类对生态环境质量的需求，反映生态环境质量和人类社会对生态环境需求的关系。生态环境质量的评价内容应以生态环境的整体性与区域性、变动性与稳定性、资源性与价值性的基本特性为基础，同时考虑人类活动对生态环境的影响来评价生态环境的优劣与变化趋势，主要包括以下内容。

① 区域资源丰度及其分布结构特征：水资源、土地资源、大气资源、生物资源和矿产资源及其空间分布结构。

② 区域环境质量现状和环境容量：水环境、土壤环境、大气环境的状态、污染类型与影响程度和生态环境面临的压力、发展趋势及其与环境容量的关系。

③ 生态环境的稳定性和脆弱性：区域生态环境自身维持生态环境平衡的

能力或抵抗外界干扰能力的阈值。一般来说，自然因子组合良好的生态系统，维持生态平衡的能力强，生态系统的自我恢复能力强，生态环境的稳定性好、脆弱性低。

3.4.2 生态环境评价的指标体系

3.4.2.1 生态环境评价指标

生态环境评价指标是进行生态环境定量评价的基本尺度和衡量标准，是一种具有可测量的或能够观察性质的参数值，或是通过这些参数计算出来的具有生态环境管理意义的信息值，例如反映环境状态，说明生态环境的时空条件的测量值，或影响生态环境的人类活动，或被环境影响的人类活动的模型参数以及变化趋势值。生态环境评价指标的特点：①具有较高的生态环境信息，覆盖较宽的规模，是高度综合性指数（Adamus，Brande，1990；Croonquist，Brooks，1991；Chovance，Raab，1997）；②容易而迅速地说明生态环境的时空条件，是生态环境的“晴雨表”；③在相对国家、区域和地方的规模上应该独立；④具有国际相容性和成本有效性；⑤有广泛坚实的理论基础和统计学特性（James P.Bennett，2002）。

3.4.2.2 生态环境评价指标体系的确定

（1）确定的原则。

区域生态环境是一个庞大、复杂、多因素的系统性整体，受自然因素和人为因素的双重影响，时空差异明显。不同因素的各种影响因子以不同的方式和程度作用于生态环境。生态环境质量评价需要分析生态环境系统的压力与生态景观的变化、生态系统结构与功能的变化以及生态系统服务水平的变化之间的相关性，分析社会对任何一种变化的响应以及生态环境的状态和演化趋势。因此，生态环境质量评价应该考虑多要素的综合和不同要素自身的特点，使用一个或几个生态环境指标不足以分析和评价一个地区或国家的生态环境质量，需要建立一个评价指标体系，以其简明的方式对生态环境质量进行全面的评价。

生态环境指标体系是生态环境综合评价的根本条件和理论基础，是生态环境质量评价的核心和关键环节。评价指标体系可以确定一个地区的主要环境问题，通过其总体效应来刻画被评价地区的生态环境质量的总体状况，是决策者关注与区域生态环境相关的主要问题和优先发展领域，掌握这些问题的状态和进展情况，能够有针对性地进行政策调控或系统结构的调整，以生态环境可持续发展为目标，使各项政策相互协调，保证政策的正确性和有效性。

然而，生态环境评价指标体系的建立并不是一些指标的简单堆积和随意组

合，而是根据一定的设计原则建立起来的能够反映一个地区生态环境质量状况的指标组合。指标的选择要以广泛地理解生态系统的结构、组成、相互作用和各种压力响应以及时空演化规律为基础，根据生态环境指标的特点，选择覆盖适当的时空范围，反映多环境因素的指标，使指标提供的结果客观准确，反映的生态环境信息的质、量最大化，所用的时间和成本最小化。具体遵循以下原则。

① 代表性原则。指标体系中的指标应具有代表性和典型性，能够客观反映区域生态环境的压力、状态和响应以及变化特征，特别是具有生态环境变化的早期预警功能。

② 适用性原则。指所选指标简单明了，易于理解。在实际调查和数据统计中容易以低廉的成本获取数据（如简单的现场测量和低廉的测试成本或遥感数据），使调查工作经济可行。

③ 独立性原则。指标体系中的指标应该互不相关，彼此独立，以便保持清晰的指标结构和合理的指标数量。

④ 可比性原则。所选的指标应该具有横向可比性和纵向连续性，这有利于资料的积累和在更大的范围内进行生态环境质量的研究与评价，掌握生态环境质量的变化趋势。

(2) 生态环境质量评价指标体系。

根据生态环境指标的特点和选择原则确定生态环境质量评价指标体系见表3.12。

表3.12　生态环境质量评价指标体系

目标层	系统层	要素层	指标层
生态环境质量综合评价指数(A)	资源丰度(B_1)	土地资源指数(C_1)	人均耕地面积(D_1)
			耕地质量(D_2)
		水资源指数(C_2)	人均水资源量(D_3)
			水资源密度(D_4)
		水土资源匹配(C_3)	水资源占全国的百分比(D_5)
			耕地资源占全国的百分比(D_6)
		生物资源指数(C_4)	人均NPP(D_7)
			NPP密度(D_8)
			NPP占全国的百分比(D_9)
		气候资源指数(C_5)	光合有效辐射(D_{10})
			不小于10℃的积温(D_{11})
			年平均降水量(D_{12})
			年均霜日(D_{13})
		矿产资源指数(C_6)	人均45种矿产资源(D_{14})
			45种矿产资源占全国的百分比(D_{15})

续表 3.12

目标层	系统层	要素层	指标层
生态环境质量综合评价指数(A)	环境影响度(B_2)	环境压力指数(C_7)	化石燃料消耗量(D_{16})
			废气排放量(D_{17})
			废气排放密度(D_{18})
			温室气体排放量(D_{19})
			空气污物排放量(D_{20})
			废水排放量(D_{21})
			废水排放密度(D_{22})
			N、P 排放量(D_{23})
			化肥重金属排放量(D_{24})
			废物排放量(D_{25})
			废物排放密度(D_{26})
		环境状态指数(C_8)	空气污染指数(D_{27})
			空气中温室气体含量(D_{28})
			空气中 SO_2 含量(D_{29})
			空气中粉尘含量(D_{30})
			水污染指数(D_{31})
			水中 BOD、DO、N、P 含量(D_{32})
	生态稳定度(B_3)	脆弱度指数(C_9)	干燥度(D_{33})
			受灾率(D_{34})
			水土流失率(D_{35})
			水土流失强度(D_{36})
			地下水超采率(D_{37})
			采矿破坏土地面积率(D_{38})
			三化面积率(D_{39})
			未利用土地面积率(D_{40})
		抗逆指数(C_{10})	公共绿地面积(D_{41})
			森林覆盖率(D_{42})
			水土流失治理率(D_{43})
			废气处理率(D_{44})
			废水排放达标率(D_{45})
			废物综合利用率(D_{46})
			污染治理投资占 GDP 的比例(D_{47})

3.4.3 评价结果和分析

3.4.3.1 计算方法

(1) 数据的标准化。由于不同评价指标的统计数据单位不同，数据间不具有可比性，因此，首先要对全部要素层各指标原始数据进行标准化计算，使所有的数据全部转化为 0～1 之间的数值，即无量纲化。

评价指标一般分为两类：效益型（正向）指标和成本型（逆向）指标。前

者越大越好，后者越小越好。

对于效益型指标，数据标准化的公式为

$$y_{ij} = \frac{x_{ij}}{\max\limits_{1\leqslant i\leqslant m} x_{ij}} \quad (1\leqslant i\leqslant m,\ 1\leqslant j\leqslant n) \tag{3.1}$$

对于成本型指标，数据标准化的公式为

$$y_{ij} = \frac{\min\limits_{1\leqslant i\leqslant m} x_{ij}}{x_{ij}} \quad (1\leqslant i\leqslant m,\ 1\leqslant j\leqslant n) \tag{3.2}$$

（2）指标权重的确定。采用层次分析法作为确定权重的基本方法，其基本过程如下。

按不同递阶层次结构，通过专家咨询反馈对同一层次的各要素对上一层次各准则的相对重要性进行两两比较，构造判断矩阵。

① 判断矩阵：

$$\boldsymbol{A} = (a_{ij})_{n\times n}, 其中, a_{ij} > 0, a_{ji} = 1/a_{ij}, a_{ii} = 1$$

a_{ij}的群组决策方法为

$$a_{ij} = (a_{ij}1 \cdot a_{ij}2 \cdot a_{ij}3 \cdot \cdots \cdot a_{ij}s)^{1/s}$$

其中，i，$j=1$，2，…，n。

② 层次单排序。求解所构造的判断矩阵，得出最大特征根、特征向量，确定各个因子的权重。矩阵是一个正的互反矩阵，数学上已经证明，当 $\boldsymbol{A}$ 满足方程$\boldsymbol{A}$，其最大特征根存在并且唯一。经过正规化以后，即为元素在准则下的权重。本书采用方根法，其具体步骤如下。

a. 判断矩阵的元素按照行相乘：

$$u_i = \prod_{j=1}^{n} a_{ij}$$

u_i 是i 行共j 个元素的累乘，a_{ij}是第i 行第j 个元素，其中 $i=1$，2，3，…，n。

b. 将所得的乘积分别开 n 次方：

$$u'_i = (u_i)^{1/n}$$

其中，u'_i 是u_i 的n 次方根，$i=1$，2，3，…，n。

c. 方根向量正规化，即得排序权向量 $\boldsymbol{w}_i$：

$$\boldsymbol{w}_i = \frac{u'_i}{\sum\limits_{i=1}^{n} u'_i}$$

d. 计算判断矩阵的最大特征根 $\lambda_{\max}$：

$$\lambda_{max} = \sum_{i=1}^{n} \frac{(AW)_i}{nW_i} \quad (i = 1,2,3,\cdots,n)$$

式中，$(AW)_i$ 表示向量 AW 的第 i 个分量。

特征向量 w 的分量即为每个指标相应的权值。通过这种方法计算可得各层相对于更高层的权重。

（3）质量指数作为定量化指标，建立环境质量指数数学模型，进行生态环境质量评价：

$$A = \sum_{j=1}^{n} \alpha_j \cdot N_j$$

式中，A——环境影响综合指数；

α_j——环境中第 j 种环境问题的权重；

N_j——环境中第 j 种环境问题的强度指数。

3.4.3.2　城市群生态环境质量评价

表 3.13 和表 3.14 分别是辽宁中部城市群生态环境评价指标的相对权重系数和城市群生态环境质量评价指数。

表 3.13　　辽宁中部城市群生态环境评价指标的相对权重系数

目标层权重	系统层权重	要素层权重	指标层权重	
生态环境质量综合评价指数(A) 1	资源丰度(B_1) 0.637	土地资源指数(C_1) 0.1819909	人均耕地面积(D_1)	0.0909955
			耕地质量(D_2)	0.0909955
		水资源指数(C_2) 0.1819909	人均水资源量(D_3)	0.1364932
			水资源密度(D_4)	0.0454977
		水土资源匹配(C_3) 0.0606424	水资源占全国的百分比(D_5)	0.0404303
			耕地资源占全国的百分比(D_6)	0.0202121
		生物资源指数(C_4) 0.0910273	人均 NPP(D_7)	0.0496463
			NPP 密度(D_8)	0.0248231
			NPP 占全国的百分比(D_9)	0.0165488
		气候资源指数(C_5) 0.0606424	光合有效辐射(D_{10})	0.023699
			不小于 10℃ 的积温(D_{11})	0.023699
			年平均降水量(D_{12})	0.0091509
			年均霜日(D_{13})	0.0040873
		矿产资源指数(C_6) 0.0606424	人均 45 种矿产资源(D_{14})	0.0454818
			45 种矿产资源占全国的百分比(D_{15})	0.0151606

续表 3.13

目标层权重		系统层权重		要素层权重		指标层权重	
生态环境质量综合评价指数(A)	1	环境影响度(B_2)	0.105	环境压力指数(C_7)	0.078525	化石燃料消耗量(D_{16})	0.0167572
						废气排放量(D_{17})	0.0055753
						废气排放密度(D_{18})	0.0055753
						温室气体排放量(D_{19})	0.0083786
						空气污物排放量(D_{20})	0.0167572
						废水排放量(D_{21})	0.003353
						废水排放密度(D_{22})	0.003353
						N、P 排放量(D_{23})	0.0055753
						化肥重金属排放量(D_{24})	0.0083786
						废物排放量(D_{25})	0.002395
						废物排放密度(D_{26})	0.002395
				环境状态指数(C_8)	0.026175	空气污染指数(D_{27})	0.0077347
						空气中温室气体含量(D_{28})	0.0025782
						空气中 SO_2 含量(D_{29})	0.0077347
						空气中粉尘含量(D_{30})	0.003866
						水污染指数(D_{31})	0.0025782
						水中 BOD、DO、N、P 含量(D_{32})	0.0016831
		生态稳定度(B_3)	0.2583	脆弱度指数(C_9)	0.193725	干燥度(D_{33})	0.0489931
						受灾率(D_{34})	0.016331
						水土流失率(D_{35})	0.0489931
						水土流失强度(D_{36})	0.016331
						地下水超采率(D_{37})	0.0111779
						采矿破坏土地面积率(D_{38})	0.0111779
						三化面积率(D_{39})	0.016331
						未利用土地面积率(D_{40})	0.0244868
				抗逆指数(C_{10})	0.25	公共绿地面积(D_{41})	0.0072776
						森林覆盖率(D_{42})	0.0314545
						水土流失治理率(D_{43})	0.0044944
						废气处理率(D_{44})	0.0044944
						废水排放达标率(D_{45})	0.0044944
						废物综合利用率(D_{46})	0.0044944
						污染治理投资占 GDP 的比例(D_{47})	0.0078652

表 3.14 辽宁中部城市群生态环境质量评价指数

指标		沈阳	铁岭	抚顺	鞍山	本溪	辽阳	营口
土地资源指数值	C_1	0.1343	0.1521	0.1126	0.1062	0.1151	0.1108	0.0864
水资源指数值	C_2	0.0031	0.0031	0.0455	0.0455	0.0071	0.0056	0.1400
水土资源匹配指数值	C_3	0.0488	0.0313	-0.0350	0.0350	0.0425	0.0082	0.0177
生物资源指数值	C_4	0.0380	0.0545	0.0556	0.0571	0.0762	0.0896	0.0807
气候资源指数值	C_5	0.0448	0.0396	0.0386	0.0602	0.0449	0.0435	0.0388
矿产资源指数值	C_6	0.0106	0.0145	0.0092	0.0606	0.0274	0.0309	0.0090
环境压力指数值	C_7	0.0264	0.0250	0.0253	0.0218	0.0311	0.0411	0.0669
环境状态指数值	C_8	0.0155	0.0220	0.0198	0.0132	0.0132	0.0222	0.0230
脆弱度指数值	C_9	0.1290	0.1120	0.1127	0.1108	0.1364	0.1122	0.1055
抗逆指数值	C_{10}	0.0216	0.0223	0.0182	0.0191	0.0171	0.0147	0.0431
综合评价指数	A	0.4722	0.4764	0.4724	0.5297	0.5110	0.4788	0.6109

从表 3.14 可以看出，辽宁中部城市群生态环境质量综合评价指数为 0.4722～0.6109，平均值为 0.5073。其中，营口市的生态环境质量相对较好，这主要与其环境状态较好和环境压力较小有关。有资料表明，营口市燃煤量在城市群中最少，仅为 213.9 万 t，约为沈阳市的一半。营口市的废气排放量和温室气体排放量也分别为城市群中的最小，分别为 350.779 万 t 和 143.72 万 t；废水排放量相对较少，为 6841.54 万 t。鞍山市和本溪市的生态环境质量相对一般。鞍山市是我省典型的资源性工业城市，集中了辽宁 90% 以上的铁矿资源。鞍山的生物资源丰富，有柞木、油松、落叶松、杨树、刺槐等近 20 个种类的树种，林木蓄积量达 590 万 m^3。但是，大规模的矿产资源开采与“三废”的排放，严重地扰动了生态环境，产生的环境压力较大，环境状态一般。本溪市的生物资源与气候资源比较丰富，生态稳定度相对较好；但生态环境的抗逆能力较小，水资源短缺。沈阳市、抚顺市、辽阳市和铁岭市生态环境质量相对较差，主要与其水资源短缺、生态环境的抗逆能力较低和环境压力较大有关。

本章参考文献

[1] Robert Costanaza, Ralph d'Arge, Rudolf de Groots. The Value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997:387.

[2] 中国 21 世纪议程管理中心可持续发展战略研究组. 发展的基础：中国可持续发展的资源、生态基础评价[M]. 北京：社会科学文献出版社，2004:112-115,215-232.

第 4 章　辽宁中部城市群生态环境承载力及其演化

4.1　辽宁中部城市群生态承载力

4.1.1　生态占用与计算

生态占用（Ecological Footprint），也称生态足迹，是近年来由生态经济学家提出的目的在于测量人类社会对自然资源利用状况的方法，也是测度可持续发展程度的重要工具。生态占用以能够持续地提供资源或吸纳废弃物、具有生物生产力的地域空间（Biologically Productive Areas）量化指标为基础，可以从个人的、地区的、国家的甚至全球的尺度，研究要维持一个人、一个地区、一个国家或者全球的生存所需要的或者能够吸纳人类所排放的废弃物的、具有生物生产力的地域面积[1]。

生态占用将消费与支持消费所需的各类土地联系起来，通过转换物质消费为生态生产性土地面积，来衡量人类的消费对生态的占用和对生态环境的冲击。这一方法克服了源于人类的资源利用强度、消费水平、废弃物排放水平的区域差异性所造成的不同人口承载力区域的不可对比性[2]。

生态占用分析基于两个基本的事实[3]：①人们能够追踪人们所消费的资源和所排放的废弃物，找到其生产区和吸纳区；②大多数资源流量和废弃物流量能够被转化为提供或吸纳这些流量的、具有生态生产性的土地——农耕地、牧草地、林地、建筑用地、水域和化石能源用地。因此，生态占用的计算首先要考虑研究区某项消费的总量，然后利用平均产量把消费量折合成生物生产性土地面积，计算人均消费所需要的生物生产性面积，并通过当量因子把各类生物生产性土地面积转换为等价生产力的土地面积，加和后计算出人均消费所需的生态空间[4]。

但是，由于进口的生物质生产发生在国外，占用国外生态生产性土地，出口的生物质生产占用本地土地，因此，对生物质而言，一个地区/国家的生态占用实际上是生产足迹。如果不考虑跨国家/跨地区的漂移条件下，进口商品生产过程中的能源消耗产生的废弃物由外地区林地吸收，对本地的环境冲击较

小，那么，计算区域生态占用时，进口商品携带能源所对应的占用不予考虑。但是，进口的化石能源消费产生的温室气体需要本地的林地吸收，计算生态占用时应予以考虑[5]。

综上所述，生态占用的计算公式为

$$EF = \sum_{k=1}^{4} \gamma_k A_{ki} + \gamma_e C_e / Y_e + \gamma_b A_b \tag{4.1}$$

式中：k——农耕地、牧草地、林地和水域4种用于生物质生产的土地类型，$k=1，2，3，4$；

γ_e，C_e和Y_e——化石能源地的当量因子、能源消耗量和世界平均生产力（单位面积森林能够吸收的温室气体所对应的化石能源消耗量）；

γ_b，A_b——建筑类土地的等量因子和年需求量。

在式（4.1）中

$$A_{ki} = \sum_{i=1}^{n} \frac{P_{ki}}{Y_{ki}} \quad (k = 1,2,\cdots,6) \tag{4.2}$$

式中：A_{ki}——第k类土地提供的第i种生物质的土地需求面积，hm^2；

P_{ki}——年生产量，$t \cdot a^{-1}$；

Y_{ki}——世界平均生产力，$t \cdot hm^2 \cdot a^{-1}$。

4.1.2 生态承载力

生态承载力是指生态系统的自我维持、自我调节能力，资源与环境子系统的供容能力，及其可维育的社会经济活动强度和具有一定生活水平的人口数量。生态承载力包括资源承载力、环境承载力和生态弹性力[6]。

生态系统同生命体一样具有自我维持和自我调节的能力，生态系统的自我调节能力在生态学上称为生态系统的弹性力，只有维持在一定的弹性范围内才能够保持生态系统的相对稳定和相对平衡。

生态承载力应该保持以下3方面的能力：

① 应该有充足的资源供给，要有相应的资源承载能力；

② 应该有足够的环境容量，能够承担人类生产活动所排放的废弃物，即要有相应的环境承载能力；

③ 生态系统需要保持一定的自我维持能力，即要有相应的生态弹性力。

土地一方面为人类提供了生物资源和矿物质资源，另一方面降解和吸收人类活动排放的废弃物质。因此，一个地区拥有的土地量是度量该地区环境承载

力的指标。但是并非所有的土地都具有提供资源、支撑生命的能力，部分土地的生态承载力极低，如沙漠和戈壁。因此，根据生态环境的承载力的生命支撑和废弃物吸收能力的内涵，利用具有承载力的耕地、林地、牧草地、水域等土地面积（有效生态面积）并以世界平均生产力为统一标准计算的地区生态承载力更具有实际意义和可比性。因此，在生态承载力的计算中只利用了耕地、牧草地、林地和水域。其中，耕地的计算包括为人类生活提供了主要农产品的农耕地和提供水果等的园林，牧草地为人类提供了牛羊肉、皮毛和奶制品，林地包括为人类提供了木材产品的人造林和天然林，水域包括为人类提供水产品的海洋生态系统和淡水生态系统。

因此，生态承载力的计算公式为

$$A = \sum_{k=1}^{4} s_k \gamma_k \lambda_k \tag{4.3}$$

式中：s_k——所研究地区拥有的六类土地中第 k 类土地的面积；

γ_k——第 k 类土地在全球范围的等量因子；

λ_k——第 k 类土地的产量系数。

4.1.3 生态赤字与人均生态赤字

生态占用空间实质上是为了维持现有人口的生活质量所需的自然资源与生态占用的空间。而生态赤字/盈余综合考虑了生态环境压力总量与生态环境承载力两方面的情况，说明发生在一个国家或地区的生产和消费对本国或本地区生态资源的占用是否超出其拥有的生态资源[7]。

生态赤字：

$$EDd = EFd - As \tag{4.4}$$

式中：As——有效生态面积。

$EDd>0$，说明发生在一个国家或地区的生产和消费对本国或本地区生态资源的占用超出了其拥有的生态资源，即发生了生态超载；$EDd<0$，说明发生在一个国家或地区的生产和消费对本国或本地区生态资源的占用没有超出其拥有的生态资源，即生态盈余。但是，EDd 只表示超载的大小，不表示超载的严重程度，也不具有横向可比性。

人均生态赤字/盈余等于生态赤字/盈余除以该地区或国家的人口数。人均生态赤字/盈余在综合考虑生态环境压力总量与生态环境承载力两方面情况的基础上，考虑了国家或地区人口的变化对可持续发展的影响，更进一步反映了一个国家或地区的可持续发展能力现状，具有横向可比的基础和实际应用性，但也不能说明生态环境超载的严重程度。

4.1.4 生态占用强度与生态超载指数

对于具有相同环境载荷的地区，由于具有生态承载力的区域土地规模不同，区域负荷的环境压力及其相关的环境状态也不同。为了更加客观地表达不同地区的生态环境压力，测度生态环境超载的严重程度，使其更具有横向可比性，用单位标准化生态面积的生态占用强度和生态超载指数表达区域生态环境状况[8]：

生态占用强度：

$$EFI = EFd/As \tag{4.5}$$

生态超载指数：

$$EOI = (EFd - As)/As = EFI - 1 \tag{4.6}$$

式中：As——有效生态面积。

$EOI>0$，表示所研究国家或地区的生态环境超载；$EOI<0$，表示生态环境盈余；$EOI=0$，表示生态环境处于相对平衡的状态。

4.2 城市群的生态占用与生态承载力变化

4.2.1 人均生态占用及其变化

生态占用空间是一种度量人类对自然资源消耗程度和实际生态承载力的方法，是测度可持续发展程度的重要工具。生态占用反映了人类消费的增加及其后果、可持续发展所依赖的关键资源的供给能力、陆地和水域的生物生产能力，以及可获得资源的分布特征，与可持续发展紧密相关。图 4.1 和图 4.2 反映了辽宁中部城市群生态占用与人均生态占用的变化态势，从图 4.1 和图 4.2 可以看出以下几点。

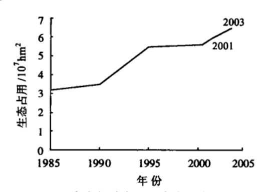


图 4.1 辽宁中部城市群生态占用变化趋势

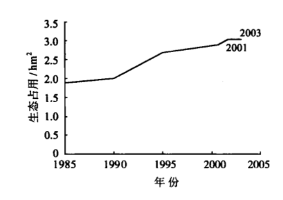


图 4.2　辽宁中部城市群人均生态占用变化趋势

(1) 城市群生态占用与人均生态占用呈波动状增加。与全国生态占用空间呈持续增加的变化趋势相似，1985 年至 2003 年，城市群的生态占用空间从 31823418hm² 增加到 64630406hm²，增加了 103%，年均增加 5.72%；人均生态占用空间从 17193hm² 增加到 3038hm²，增加了 76.7%，年均增加 4.26%。

其中，畜牧产品消费占用的生态空间比 1985 年增加了 37.082 倍，水产品消费的生态占用空间增加了 8.82 倍，农产品消费的生态占用空间增加了 1.368 倍，建筑生态占用空间增加了 33.4%，能源消耗的生态占用空间增加了 22.1%。这些特征一方面表明随着城市化进程的加快、城市人口的增加和城市居民生活质量的提高，城市群的各种消费水平迅速提高，同时也表明资源利用效率较低。

与我国的人均生态占用空间相比，辽宁中部城市群的人均生态占用空间总体上明显偏大。城市群的人均耕地生态占用空间、人均草地生态占用空间、人均水产品生态占用空间和人均能源消耗生态占用空间均不同程度地大于全国和世界人均生态占用空间。其中，人均耕地生态占用空间分别是全国和世界人均生态占用空间的 1.78 倍和 1.09 倍，人均草地生态占用空间是其 38.9 倍和 1.45 倍，人均水产品生态占用空间是其 29.5 倍和 43.5 倍，人均能源消耗生态占用空间是其 3.47 倍和 1.56 倍。随着时间的推移，人均耕地生态占用空间、人均草地生态占用空间和人均水产品生态占用空间呈逐渐增加趋势，而人均能源生态占用呈现先增加再降低的趋势，但降低趋势较缓（如图 4.3～图 4.6 所示）。城市群人均建筑生态占用空间明显低于我国（约 0.02hm²/人）和全球（约 0.11hm²/人）的平均值，这表明城市群的建筑生态占用将继续增加。

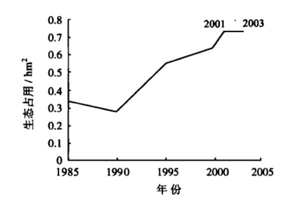


图 4.3 辽宁中部城市群人均耕地生态占用变化趋势

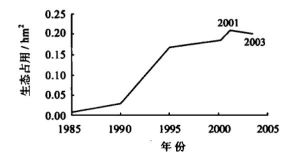


图 4.4 辽宁中部城市群人均草地生态占用变化趋势

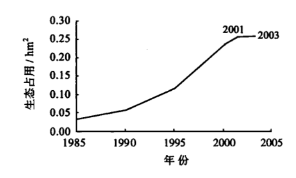


图 4.5 辽宁中部城市群人均水产品生态占用变化趋势

(2) 资源消耗结构仍然以能源消耗占据的生态空间最大，资源消耗结构由以能源消耗为主的消费逐渐向多元化消费转变。从图 4.7 可以看出，随着时间的推移，能源消费比例相对减少，畜牧产品和水产品消耗的生态占用空间迅速增加。1985 年人均能源消费占用的生态空间为 80%，到 2003 年，人均能源消费占用的生态空间减少了 26%左右，而农产品、畜牧产品和水产品的消费

逐渐增加，相应的人均生态占用空间分别增加 0.065，0.085 和 0.087hm²。

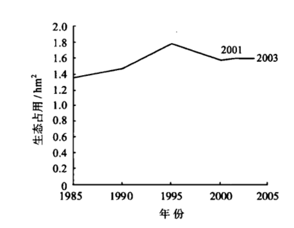


图 4.6　辽宁中部城市群人均能源生态占用变化趋势

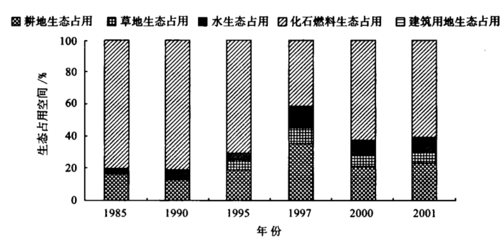


图 4.7　辽宁中部城市群不同消费类型人均生态占用空间及其变化趋势

(3) 生态占用强度趋于降低。辽宁中部城市群生态占用强度从 1985 年的 2.11 减少到 2003 年的 1.09，如图 4.8 所示。生态占用强度的变化主要与生态环境承载力增加（见 4.3 节）和资源利用效率增大有关。

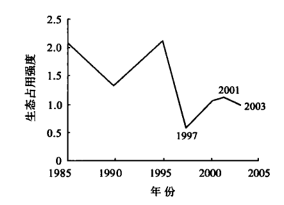


图 4.8 辽宁中部城市群生态占用强度

4.2.2 生态资源利用效率

社会经济的发展以消耗资源和生态环境为基础，人均生态占用空间的变化同人均消费与经济发展水平、资源与环境利用率的技术水平有关。经济增长，生产规模扩大，人民生活质量和生活水平提高，生态资源消耗增大；而生产技术水平提高，生态资源利用效率增加，相应的生态资源消耗降低。因此，单位GDP的生态占用空间反映了经济发展与生态资源利用效率的关系。单位GDP生态占用空间大，表明生态资源利用效率低，否则相反。

对比城市群人均GDP和人均生态占用空间可以看出，人均生态占用空间随人均GDP的增加而增大，如图4.9所示，但二者并不完全同步。1985年到1995年，人均生态占用空间增加速率略强于人均GDP的增加速率，表明生态资源的利用速率较低；1995—2000年，人均生态占用空间趋于平稳，而人均GDP则明显增加，反映出资源与生态利用率的提高。

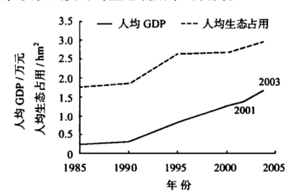


图 4.9 辽宁中部城市群人均GDP和人均生态占用空间

计算城市群的万元GDP生态占用空间表明，从1985年到2003年，万元GDP的生态占用空间明显降低，从7.956hm²/万元降低到1.789hm²/万元，表明城市群的生态资源利用率得到了迅速提高，如图4.10所示。城市群万元GDP的生态占用略低于辽宁省的万元GDP生态占用（1.84hm²/万元），是其97.2%，但与先进国家相比，城市群生态资源利用率仍差距较大，还应该加强科技创新，改进技术，进一步提高生态利用效率。

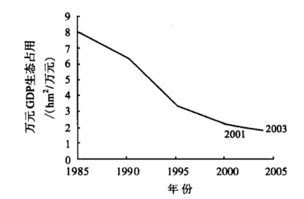


图4.10 辽宁中部城市群万元GDP生态占用

4.2.3 生态承载力及其变化

生态承载力是指一定区域所拥有的生物性生产空间，主要包括耕地、草地、森林和具有生物生产力的水域。辽宁中部城市群人均耕地、人均草地、人均森林和人均生物生产力水域总占有量计算结果表明，城市群的人均生态承载力呈波段性增加趋势，如图4.11所示。在现有的自然和社会经济条件下，城市群人均生态承载力为2.78hm²/人。

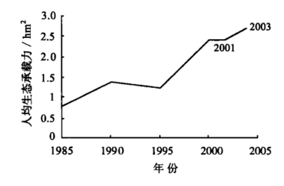


图4.11 辽宁中部城市群人均生态承载力

生态承载力不仅取决于实际生物生产空间的面积，而且与单位面积的生物生产力有关。城市群的土地利用结构及其变化表明，耕地和林地基本稳定，草地略有下降，而水域面积随着时间的推移明显增加。2003年水域面积是459731.3hm²，比1985年增加了383604.5hm²，人均水域面积增加532.5%。城市群土地利用类型研究表明，耕地单位面积生态效益呈逐年递增的趋势，由1996年的9.12千元/hm²增加到2003年的11.78千元/hm²。如图4.12所示。

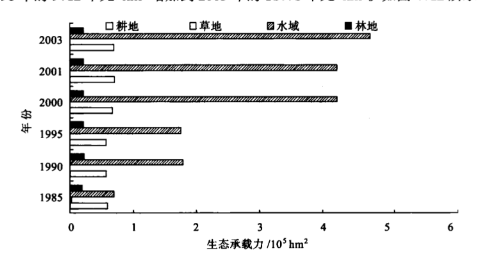


图4.12 辽宁中部城市群不同土地类型生态承载力

城市群耕地、林地、草地和水域对城市群生态承载力的变化贡献的平衡分析表明，水域面积的增加对城市生态承载力增加起到了决定性作用，部分与城市群相对丰富的林地面积和单位耕地面积的生产力逐渐提高有关，如图3.29和图3.30所示。

4.2.4 人均生态赤字与生态超载指数及其变化

与实际生态承载力相反，辽宁中部城市群的人均生态环境赤字和生态超载指数呈现明显的波动状降低，如图4.13和图4.14所示，分别从1985年的0.926和1.153降低到2003年的0.263和0.095，降幅分别为71.6%和91.8%，表明城市群的生态环境承载力和生态资源效率已得到显著提高。但是，在当前的经济技术条件下，生态环境仍处于超载状态。

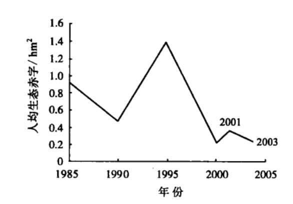


图4.13 辽宁中部城市群人均生态赤字

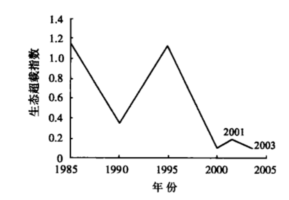


图4.14 辽宁中部城市群生态超载指数

4.3 生态占用空间的不均衡性

4.3.1 生态占用空间的不均衡性

4.3.1.1 不同城市的生态占用空间及其变化

由于区域自然资源、生态环境、发展程度和人口分布及其经济政策等因素的差异，不同城市的人均生态占用空间不同，如图4.15～图4.17所示。从图中可以看出，2001年本溪、鞍山、铁岭和抚顺的人均生态占用空间较大，分别为4.024，3.749，3.893和3.006hm²，高于城市群的人均生态占用空间(3.005hm²)；营口、辽阳和沈阳的人均生态占用相对低于城市群的人均生态占用空间，分别为2.804，2.339和1.553hm²。

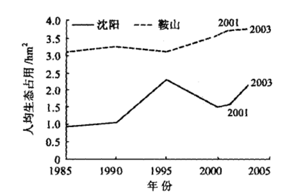


图 4.15 沈阳和鞍山的人均生态占用

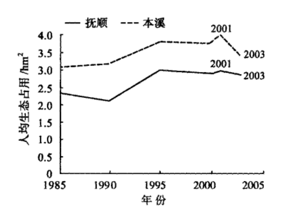


图 4.16 抚顺和本溪的人均生态占用

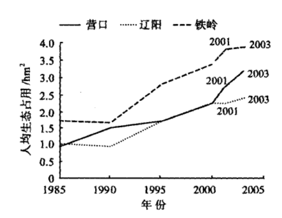


图 4.17 辽阳、铁岭和营口的人均生态占用

不同城市之间人均生态占用空间的差异与城市的产业结构、产业特点和经济发展水平，资源、生态消耗效益的差异有关，也在一定程度上体现了生态资源的跨区域占用。

从图4.18～图4.24可以看出，不同城市的人均GDP与人均生态占用总体上均表现为增大的趋势，但各自的特征不同。

(1) 沈阳市人均生态占用和人均GDP变化。从1985年到1990年，沈阳市人均生态占用和人均GDP增长速度较小；从1990年到1995年，人均GDP增长速度明显增加，但增长速度小于人均生态占用增长速度，万元GDP生态占用变大；从1995年到2000年，人均生态占用增长速度下降，万元GDP生态占用变小；从2000年到2003年，人均生态占用与万元GDP同步增长。如图4.18所示。

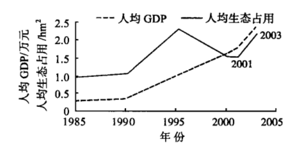


图4.18 沈阳市人均GDP和人均生态占用空间

(2) 鞍山市人均生态占用和人均GDP变化。从1985年到2003年，鞍山市人均生态占用和人均GDP不断增长，但人均生态占用的增长速度小于人均GDP的增长速度，生态环境趋于好转，万元GDP生态占用不断减小。如图4.19所示。

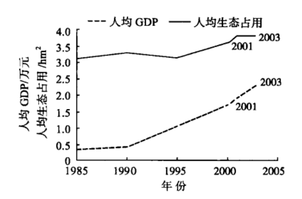


图4.19 鞍山市人均GDP和人均生态占用空间

（3）抚顺市人均生态占用和人均 GDP 变化。从 1985 年到 1990 年，抚顺市人均 GDP 增长速度缓慢，但人均生态占用呈下降趋势，生态环境趋于好转；1990—1995 年，人均生态占用增长速度加快，万元 GDP 生态占用增加，生态环境趋于恶化；从 1995 年到 2003 年，人均生态占用增长速度低于人均 GDP 增长速度，万元 GDP 生态占用有所降低。如图 4.20 所示。

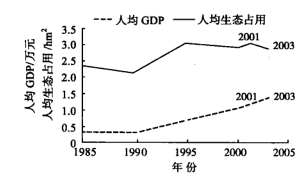


图 4.20 抚顺市人均 GDP 和人均生态占用空间

（4）本溪市人均生态占用和人均 GDP 变化。从 1985 年到 2001 年，本溪市人均 GDP 和人均生态占用增长速度基本相等，万元 GDP 生态占用趋于稳定；从 2001 年到 2003 年，人均生态占用开始下降，而人均 GDP 继续呈增长趋势，万元 GDP 生态占用减小，生态环境不断改善。如图 4.21 所示。



图 4.21 本溪市人均 GDP 和人均生态占用空间

（5）营口市人均生态占用和人均 GDP 变化。从 1985 年到 2003 年，营口市人均 GDP 和人均生态占用均处于增长状态，但人均生态占用的增长速度大于人均 GDP 的增长速度，随着经济的发展，万元 GDP 生态占用不断增加，生态环境趋于恶化，如图 4.22 所示。

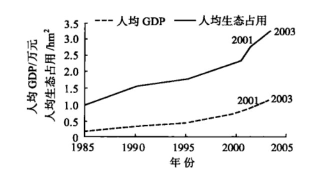


图 4.22　营口市人均 GDP 和人均生态占用空间

(6) 辽阳市人均生态占用和人均 GDP 变化。从 1985 年到 2003 年，辽阳市人均生态占用和人均 GDP 均不断增长，两者的增长速度基本相同，万元 GDP 基本不变，生态环境处于较稳定的阶段，如图 4.23 所示。

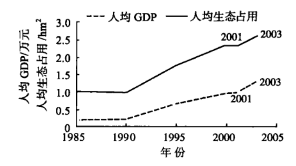


图 4.23　辽阳市人均 GDP 和人均生态占用空间

(7) 铁岭市人均生态占用和人均 GDP 变化。从 1985 年到 1990 年，铁岭市人均生态占用和人均 GDP 变化速度基本相同，生态环境处于稳定状态；从 1990 年到 2003 年，人均 GDP 不断增加，随着经济的不断发展，人均生态占用也相应增长且增长速度大于人均 GDP 增长速度，万元 GDP 生态占用不断增加，生态环境趋于恶化。如图 4.24 所示。

随着时间的推移，不同城市人均生态占用的年际增幅表现为：鞍山和本溪年际增幅相对较小，铁岭、辽阳和营口年际增幅相对较大，沈阳年际增幅波动较大。鞍山、本溪、抚顺、辽阳、沈阳和营口的人均生态占用的快速增长一方面与工业快速发展和城市化进程较快有关，另一方面还与居民生活水平和消费水平快速提高有关，而铁岭的人均生态占用快速增加与经济发展的相关性则并不显著。

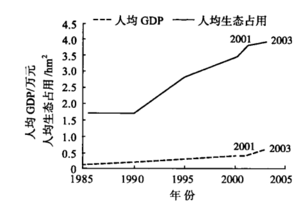


图 4.24 铁岭市人均 GDP 和人均生态占用空间

4.3.1.2 不同城市的生态消费类型及其变化

对比不同城市的生态消费类型可以看出，在鞍山、抚顺、铁岭、本溪和辽阳的人均生态占用空间中，均以化石能源消费为主。2001 年，这些城市的化石能源消费已经超过人均生态占用空间的 50%，但不同城市生态消费类型的特征不同，如图 4.25～图 4.38 所示。

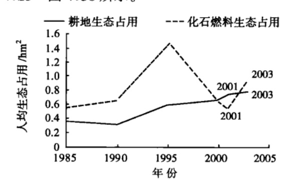


图 4.25 沈阳市人均耕地和化石燃料生态占用

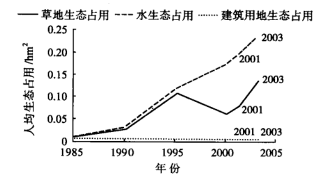


图 4.26 沈阳市人均水、草地和建筑用地生态占用

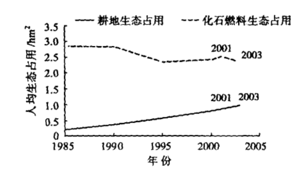


图4.27 鞍山市人均耕地和化石燃料生态占用



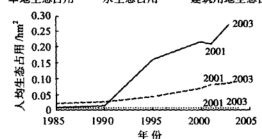


图4.28 鞍山市人均水、草地和建筑用地生态占用

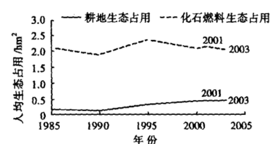


图4.29 抚顺市人均耕地和化石燃料生态占用

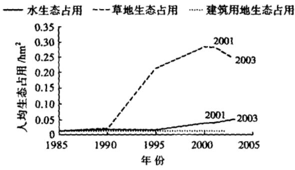


图4.30 抚顺市人均水、草地和建筑用地生态占用

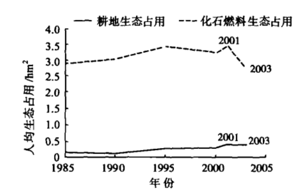


图 4.31 本溪市人均耕地和化石燃料生态占用

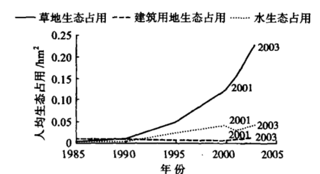


图 4.32 本溪市人均水、草地和建筑用地生态占用

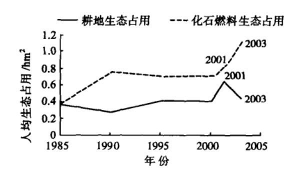


图 4.33 营口市人均耕地和化石燃料生态占用

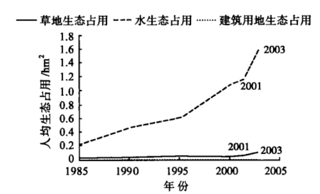


图4.34 营口市人均水、草地和建筑用地生态占用

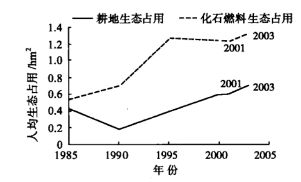


图4.35 辽阳市人均耕地和化石燃料生态占用

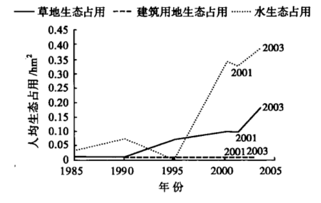


图4.36 辽阳市人均水、草地和建筑用地生态占用

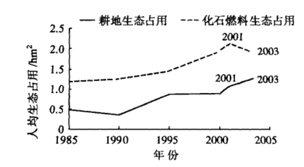


图 4.37　铁岭市人均耕地和化石燃料生态占用

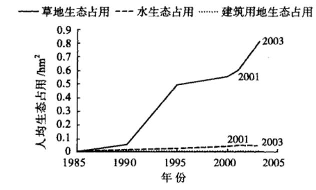


图 4.38　铁岭市人均水、草地和建筑用地生态占用

沈阳市各类型生态占用中，化石能源生态占用和耕地生态占用占主要部分，其他类型生态占用比例较小。耕地生态占用不断增加，而化石能源生态占用在 1995 年达到最大值，1995 年以后随着技术的提高和经济结构的优化，化石能源生态占用明显下降。

鞍山、抚顺和本溪各类型生态占用中，化石能源生态占用占绝对优势，其他各类生态占用略有增长，但仍以化石能源生态占用为主。

营口市以化石能源、耕地和水域生态占用为主，耕地和化石能源生态占用随时间呈波动变化，水域生态占用随时间明显增加，1995 年以后所占比例已超过化石能源生态占用，其他 3 类生态占用也有不同程度的增长，但幅度较小。

辽阳市以化石能源生态占用为主，其次为耕地和水域的生态占用。耕地生态占用从 1985 年到 1990 年呈下降趋势，1990 年以后开始缓步增长。化石能源生态占用在 1995 年以前涨幅很大，其后基本稳定。草地生态占用随着时间

也有所增长，但涨幅不大。

铁岭市以化石能源生态占用为主，其次为耕地和草地生态占用。建筑用地和水域生态占用很小。化石能源生态占用在 1985 年到 2001 年间呈上升趋势，2001 年后开始降低；耕地和草地生态占用在 1990 年到 1995 年涨幅较大，1995 年后仍呈增长趋势，但涨幅有所下降。

4.3.1.3　不同城市生态占用强度

对辽宁中部城市群中不同城市进行对比分析表明，鞍山、本溪、抚顺的生态占用强度大，并呈现逐年降低的趋势；营口、沈阳、辽阳和铁岭生态占用强度较低，其中，从 1985 年到 1995 年，营口、沈阳生态占用强度呈增大趋势，1995 年到 2003 年则呈下降趋势；而辽阳、铁岭的生态占用强度相对较稳定。各城市生态占用的比例如图 4.39～图 4.41 所示。

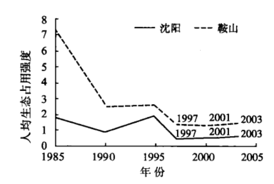


图 4.39　沈阳市、鞍山市生态占用强度

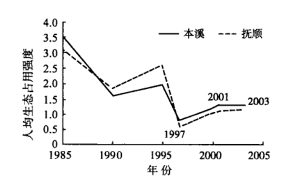


图 4.40　抚顺市、本溪市生态占用强度

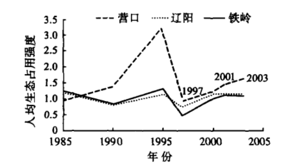


图 4.41 辽阳市、营口市和铁岭市生态占用强度

4.3.2 不同城市人均生态承载力及其变化

辽宁中部城市群不同城市之间人均生态承载力存在明显差异。2001 年本溪、铁岭人均生态承载力较高（2.474hm²/人和 3.309hm²/人），沈阳、抚顺、鞍山和辽阳人均生态承载力接近平均值（2.175～2.415hm²/人），营口的人均生态承载力相对偏低（1.973hm²/人）。随着时间的推移，不同的城市人均生态承载力呈基本相似的增长趋势，主要与不同城市的水域面积的大幅增加有关，如图 4.42～图 4.44 所示。

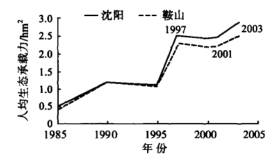


图 4.42 沈阳市、鞍山市人均生态承载力

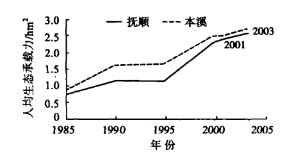


图 4.43 抚顺市、本溪市人均生态承载力

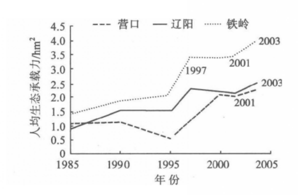


图 4.44　辽阳市、营口市和铁岭市人均生态承载力

4.3.3　生态赤字与生态超载指数

与 2001 年的实际生态承载力相比，鞍山、抚顺、本溪、铁岭和营口的生态占用明显大于生态承载力，人均生态赤字由大到小依次为：鞍山、本溪、抚顺、营口、铁岭、辽阳。计算不同城市的生态超载指数表明，鞍山、本溪、营口、抚顺生态超载指数大，分别为 0.524，0.425，0.389 和 0.219，主要与化石能源消耗量较大有关；辽阳、铁岭生态超载指数相对较小，分别为 0.019 和 0.067，与能源消耗量较小有关。

随着时间的推移，鞍山、本溪、抚顺、营口和辽阳的生态赤字呈现减少态势，这主要与水域面积明显增加有关。沈阳的生态占用在 1995 年以前为明显超载，而在 2000 年以后为生态盈余，也与 2000 年后沈阳市的水域面积明显增加有关。如图 4.45 所示。

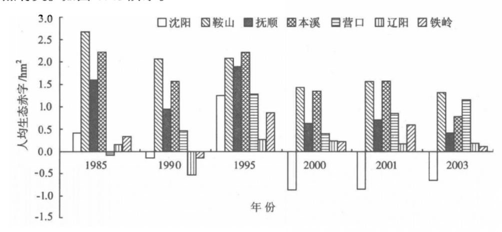


图 4.45　辽宁中部城市群不同城市人均生态赤字

4.4 水资源承载力

4.4.1 水资源承载力的定义和计算

水资源承载力可定义为“在一定的水资源开发利用阶段，在满足生态需水的基础上的可利用水量能够维系有限发展目标的最大的社会-经济规模”。因此，水资源承载力是一个度量区域社会经济发展受水资源制约的阈值，它通常用满足生态需水的可利用水量与社会经济可持续发展有限目标需求水量的供需平衡退化到临界状态所对应的单位水资源量的人口规模和经济发展规模（如GDP）等指标体系表达[9-10]。

水资源承载力的度量与计算如下。

（1）水资源总量（W）：指区域水循环过程中可更新恢复的地表水与地下水资源总量（W_b）。可更新恢复的地表水与地下水资源量受自然变化（包括气候变化）和人类活动的影响，其数值不断变化[11]。除了本地的水资源量外，人工跨流域调水（W_w）也可以增加本区域（或地区）的水资源总量。由于流域水循环降水和径流形成的不确定性，区域水资源总量的关系为

$$W = W_b + W_w \tag{4.7}$$

（2）生态需水量（W_e）：生态需水是区域水循环和区域环境系统的基本组成部分，是满足维系生态环境正常功能和生态平衡需求的最小用水量。

（3）可利用水资源量（W_s）：城市群可利用水资源量是指在经济上合理、技术上可行和生态环境容许的前提下，通过技术措施可以利用的不重复的一次性水资源量。可利用水资源量应扣除维系生态环境需求的最小用水量，以保证生态环境的正常功能并维系各类生物的生存繁衍。因此，可利用水资源量可以通过区域可更新恢复的地表水与地下水资源总量加境外调水扣除生态需水量加以估算，即

$$W_s = aW_b + W_w - W_e \tag{4.8}$$

式中：a——反映工程技术措施的开发利用系数。

（4）水资源需求总量（W_D）：是指城市社会经济发展规模对水的需求量，包括：人口需水（W_p），工业需水（W_i），农业需水（W_a），环境和其他需水（W_m）等，可表达为以下形式：

$$W_D = W_p + W_i + W_a + W_m \tag{4.9}$$

（5）水资源承载力的平衡指数（$IWSD$）：水资源的承载力可以表示为可

利用水资源量与水资源需求总量的差值与可利用水资源量的比值，即

$$IWSD=\frac{W_s-W_D}{W_s}=1-\frac{W_D}{W_s} \tag{4.10}$$

当 $IWSD>0$ 时，说明可利用水资源量可以满足水资源需求总量，水资源承载力处于可持续发展；当 $IWSD<0$ 时，说明可利用水资源量不能满足水资源需求总量，水资源承载力处于不可持续发展状态。

4.4.2　生态环境需水量

生态环境需水量是指一个特定区域内的生态系统的需水量。生态环境需水量又被称为环境用水[12]或生态环境用水[13]。

广义的生态环境用水是指“维持全球生物地理生态系统水分平衡所需用的水，包括水热平衡、水沙平衡、水盐平衡等”。狭义的生态环境用水是指“为维护生态环境不再恶化并逐渐改善所需要消耗的水资源总量”，主要包括“保护和恢复内陆河流下游的天然植被及生态环境；水土保持及水保范围之外的林草植被建设；维持河流水沙平衡及湿地、水域等生态环境的基流；回补平原及其他地方的超采地下水”等方面（《21世纪中国可持续发展水资源战略研究》）。狭义的“生态环境用水计算的区域应当是水资源供需矛盾突出以及生态环境相对脆弱和问题严重的干旱、半干旱和季节性干旱的半湿润区”[14]。

4.4.2.1　河道内生态环境需水量

河道内的生态需水的计算主要考虑的问题是维系河流湖泊水系的生态平衡的最小水量。

对河道内生态环境需水量的计算方法有很多，包括：保护水生物栖息地的计算方法（以河道湿周法、曼宁公式为基础的计算方法，河道内流量增加法）、防止河流水质污染的计算方法（美国7Q10法、中国的10年最枯月平均流量法、以水质目标为约束的生态环境需水量计算方法）、脱离特定用途的复合型计算方法（Montana法）、景观和水上娱乐的生态环境需水量计算方法以及水沙平衡与河口海域生态环境需水量计算方法[15-16]。本书采用多年平均径流量的30%作为河流环境用水[17]。

根据辽宁中部城市群各城市多年平均径流量的统计资料（《辽宁国土资源》，2002）换算的不同城市河道内生态需水量见表4.1。

表4.1　辽宁中部城市群各城市河道生态需水量　亿 m^3

	沈阳	鞍山	抚顺	本溪	营口	辽阳	铁岭	城市群
多年平均径流量	9.36	6.79	32.40	34.30	14.30	9.46	24.30	130.91
生态需水量	2.81	2.04	9.69	10.29	4.29	2.84	7.29	39.25

从表4.1可以看出，城市群河道内生态需水平均为39.25亿m^3，其中本溪、抚顺和铁岭的多年平均年径流量和河道内生态需水量最大，营口次之，鞍山、沈阳、辽阳的多年平均年径流量和河道内生态需水量相对较小。

4.4.2.2　河道外生态需水量

河道外生态需水量包括各种林地生态需水量和草地生态需水量。林草耗水的计算比较复杂，一般采用野外观测和理论计算相结合的方法。根据李丽娟等在海河流域的研究成果，辽宁中部城市群不同类型的植被单元生态用水量取值如下：有林地500mm，灌林地和疏林地330mm，其他林地取值350mm；高覆盖度草地取值300mm，中覆盖度草地210mm，低覆盖度草地150mm[18]。按照下面公式计算：

$$W_{ew} = \sum A_i \times W_i \tag{4.11}$$

式中：A_i——某一植被类型的面积；

W_i——该种植被在自然条件下的生态用水量。

计算辽宁中部城市群林地、草地的需水量，见表4.2。

表4.2　辽宁中部城市群林地和草地生态需水量　亿m^3

年　份	林地	草地	合计
1990	136.28	2.77	139.05
1995	137.55	2.56	140.11
2000	139.38	1.93	141.31

由于这部分生态需水的计算分析基于现状的土地利用格局，该种状况下林草植被耗水主要利用天然降水和“地下水”，因此可以认为并没有消耗可利用的水资源量，这里不记入生态需水量中。

4.4.2.3　水面蒸发需水量

根据辽宁中部城市群多年平均年水面蒸发量（抚顺、沈阳为800mm，本溪、铁岭为900mm，营口、辽阳、鞍山为1000mm）和水域面积（《辽宁国土资源》，1999），按照水面蒸发需水量计算：

$$W_{eR} = \sum B_i \times R_i \tag{4.12}$$

式中：B_i——某一城市水域的面积；

R_i——该城市在自然条件下的多年平均年水面蒸发量。

计算辽宁中部城市群水面蒸发需水量，见表4.3。

表 4.3 辽宁中部城市群水面蒸发需水量

年 份	1990	1995	2000	2004
蒸发量/亿 m^3	15.28	17.04	12.90	12.15
水域面积/亿 m^2	17.26	19.14	14.65	13.80

4.4.2.4 城市群绿地生态需水量

城市绿地需水量可由下式计算：

$$W_{LX} = \sum L_i \times X_i \tag{4.13}$$

式中：L_i——某一城市绿地的面积；

X_i——该城市在自然条件下的多年平均单位绿地面积蒸发量。

城市绿地为高覆盖度草地，所以需水量取值 300mm。

根据城市群绿地的面积的统计资料（《城市统计年鉴》，1990，1995，2000，2004），按照式（4.13）计算的城市群绿地需水量，见表 4.4。

表 4.4 辽宁中部城市群绿地生态需水量

年 份	1990	1995	2000	2004
生态需水量/亿 m^3	0.44	0.33	0.35	0.35
绿地面积/亿 m^2	1.45	1.12	1.15	1.16

4.4.2.5 城市群生态需水量

表 4.5 为辽宁中部城市群的生态需水量。由表 4.5 可以看出，从 1990 年到 2004 年，辽宁中部城市群的生态需水量略有下降，这主要与社会经济快速发展所需要的建设用地增加，导致水域等其他土地面积下降，进而引起城市群的生态需水量变化有关。

表 4.5 辽宁中部城市群生态需水量

年 份	1990	1995	2000	2004
生态需水量/亿 m^3	54.55	56.31	52.17	51.77

从城市群生态需水量比例图（图 4.46）中可以看出，在城市群生态需水量中，河道内生态环境需水量所占比例最大，平均为 71.84%；其次为水面蒸发需水量，占城市群生态需水量的 27.48%；城市绿地需水量占最小比例，所占平均比例为 0.68%。大部分的生态需水量用于维持河流湖泊水系的生态平衡。

辽宁中部城市群不同城市生态需水量不同（见表 4.6）：本溪、抚顺和铁岭生态需水量较大，沈阳生态需水量相对居中，鞍山、辽阳和营口生态需水量相对较小。不同城市生态需水量随时间波动变化，但幅度较小。沈阳、抚顺、

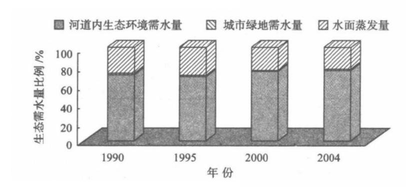


图 4.46 辽宁中部城市群生态需水量

本溪和鞍山生态需水量不断下降。其中，鞍山市1995—2000 年生态需水量明显下降，2000—2004 年生态需水量有一定的回升；抚顺市和本溪市生态需水量略有降低；沈阳市生态需水量在 1990—1995 年明显增加，在 1995—2004 年明显降低。

表 4.6 辽宁中部城市群不同城市生态需水量 亿 m^3

年份	沈阳	鞍山	抚顺	本溪	营口	辽阳	铁岭
1990	7.46	4.65	11.20	12.15	5.15	4.46	9.91
1995	7.32	4.76	11.15	12.18	4.96	5.02	11.24
2000	6.39	3.10	11.19	12.24	5.42	4.14	10.01
2004	6.24	3.77	10.88	11.82	5.02	4.21	9.80

4.4.3 城市群水资源承载力

根据统计资料，计算得到辽宁中部城市群水资源承载力的平衡指数(*IWSD*)见表 4.7。由表 4.7 可以看出，从 20 世纪 80 年代中后期到 1995 年水资源承载力的平衡指数变化较小，平衡指数略大于 0，表明水资源承载力与社会经济和生态环境需求处于平衡状态。1995—2000 年水资源承载力的平衡指数变化较大，2000 年水资源承载力的平衡指数小于 0，表明社会经济和生态环境对水资源的需求明显超出了水资源的承载能力，水资源处于超载状态。2000—2004 年，水资源承载力的平衡指数有所增加，水资源承载力与社会经济和生态环境需求处于相对平衡状态，但平衡指数仍然很小。

水资源承载力的平衡指数是水资源需求总量与可利用水资源量的比值，受水资源总量和可利用水资源量的制约，其变化由社会经济发展程度和用水效率决定。在相同社会经济发展程度下，用水效率越高，水资源需求总量越小；在相同用水效率下，社会经济发展程度越高，水资源需求总量越大。经分析，辽

宁中部城市群生态需水量的年际变化基本处于稳定状态，由此可知2000年水资源承载力超载的原因有以下几个方面。

表4.7 辽宁中部城市群水资源承载力平衡指数 亿 m^3

年份	2004	2000	1995	1990
水资源总量	144.44	79.16	147.47	139.45
生态需水量(W_e)	51.77	52.61	56.64	54.90
可利用水资源量(W_s)	92.67	26.55	90.82	84.56
水资源需求总量(W_D)	75.54	44.74	86.08	81.37
水资源承载力的平衡指数($IWSD$)	0.18	−0.68	0.05	0.04

① 人口的增加，生活用水和社会经济发展对水的需求量增大，但用水效率提高程度不大：从1990年到2000年，城市群的生活用水量增加；与1990年相比，2000年的生活用水增加了183%。

② 受自然气候条件与全球气候带变迁等自然气候因素影响，水资源总量和可利用水资源量明显降低：从1990年到2000年，城市群水资源总量和可利用水资源量明显降低；与1990年相比，2000年水资源总量和可利用水资源量分别降低了43.2%和68.6%。

③ "三废"排放量增加导致的水质性缺水降低了水资源的承载力（见本书第3章）。

辽宁中部城市群中不同城市水资源平衡指数变化的特征不同，如图4.47所示。沈阳市2004年水资源承载力处于超载状态，1995年水资源承载力最低，水资源平衡指数为0.05，2000年水资源承载力有一定的提高，水资源平衡指数变为−0.18，2004年，水资源承载力又有所降低；鞍山市水资源承载力处于微弱盈余状态，2000年水资源承载力达到最大值，水资源平衡指数为0.43，2004年水资源承载力又降低；抚顺市水资源承载力随时间变化较大，1995—2000年水资源承载力不断降低，到2000年达到最小，降为−0.98，到2004年，水资源承载力有所增加，略有盈余；本溪市水资源承载力年际变化较大，与1995年相比，2000年的水资源承载力降低为原来的1/125，处于严重的超载状态，到2004年，水资源承载力明显增加，处于略微盈余状态，又增加为0.76；营口市1995年水资源承载力赤字，2000年水资源承载力盈余，水资源平衡指数为2.69，2004年水资源承载力又明显赤字，水资源平衡指数为−3.99；辽阳市1995年水资源承载力严重超载，水资源平衡指数为−10.15，2000年和2004年，水资源承载力增加，水资源平衡指数为−0.85；铁岭市1995—2000年水资源承载力不断下降，水资源平衡指数降为−3.86，2004年水资源承载力明显增加，水资源平衡指数大于0，水资源承载力略有盈


余。

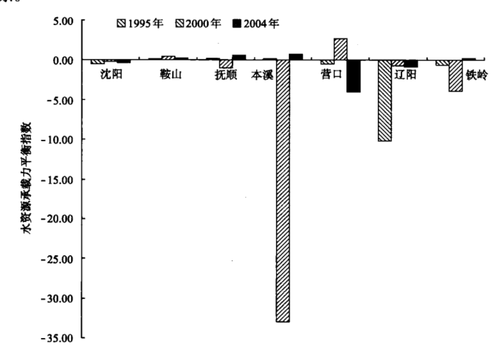


图 4.47 辽宁中部城市群不同城市水资源承载力平衡指数

4.5 土地资源承载力

土地资源承载力是对区域土地、食物、人口、资源、环境与发展的系统透视，包括土地粮食生产力对人口的承载力和土地资源对工业化、城镇化的支撑能力。

土地承载力概念早在20世纪40年代由美国学者V.William提出。土地向人类提供饮食住所的能力决定于土地的生产潜力，也就是土地向人们提供的粮食、衣着、住所的能力与环境阻力对生物潜力限制的程度[19-20]。土地是综合性资源，包括地球特定地域表面及其以上和以下的大气、土壤及基础地质、水文和植物，以及这一地域范围内过去和现在人类活动对土地利用所施加的重要影响，受土地利用方式和社会经济、技术发展水平的影响。因此，土地承载力实质上就是农业资源承载力[21-22]。土地资源承载力应表述为“在未来不同时间尺度上，以预期的经济、技术和社会发展水平以及与此相适应的物质生活水准为依据，一个国家或地区利用其自身的土地资源所能持续供养的人口数量”(《中国土地资源生产能力及人口承载量研究》，2000)。土地人口承载力的大小

无疑取决于：一定生产条件下的土地生产能力和一定生活水平下的人均消费标准之比。承载力是随土地生产能力大小而变化的一个极其复杂的动态体系。

4.5.1 粮食对人口的承载力

传统的土地承载力研究主要以对土地资源—粮食生产—人口承载的分析为主线，研究某个区域范围内的所有土地资源能生产多少粮食和养活多少人口[23]。

土地粮食对人口承载力为

$$S_t = L/L_{rj} \tag{4.14}$$

式中：S_t——粮食对人口承载能力；

L——粮食总产量；

L_{rj}——人均年消耗粮食量（根据我国现阶段的营养标准，基础型为290kg/人、小康型为320kg/人、标准型为383kg/人[24]）。

以辽宁中部城市群的统计资料为基础，按照式（4.14）计算的城市群粮食对人口承载能力见表4.8。由表4.8可以看出，辽宁中部城市群粮食人口承载能力年际变化较大，具有不确定性。这主要是因为粮食产量除受政府调控、农业生产力水平、农机利用程度等因素影响外，还受降水、气温等气候条件的影响。

表4.8 粮食对人口的承载能力

营养标准	人口容量	1995年	1998年	2000年	2003年	2006年
基础型	人口容量/万人	2117.59	3406.90	2353.45	2867.59	3589.655
	人口超载率/%	-2.24	-38.50	-9.94	-25.81	-40.08
小康型	人口容量/万人	1919.06	3087.50	2132.81	2598.75	3253.125
	人口超载率/%	7.88	-32.14	-0.63	-18.14	-33.89
标准型	人口容量/万人	1603.39	2579.63	1781.98	2171.28	2718.016
	人口超载率/%	29.11	-18.78	18.94	-2.02	-20.87

因此，粮食对人口承载能力的年际变化也比较明显。但粮食对人口承载能力受粮食产量影响的同时，还受经济发展和人民生活水平的影响。当人民生活水平为基础型时，土地生产的粮食能满足人民的生活需要，而且有一定程度的盈余；随着人民生活水平的提高，当人民生活水平提高到小康型时，土地对人口的承载能力有所下降，但土地仍然能满足人口对粮食的需求，并有一点盈余；当人民生活水平提高到标准型时，土地对人口的支撑能力进一步下降，且对人口的承载力出现赤字，如辽宁中部城市群1995年和2000年人口超载率达到29.11%和18.94%。

4.5.2 土地资源的工业化、城镇化承载力

土地资源不仅为人类提供丰富的物质资源，而且为人类社会的发展提供居住环境，为工业化和城镇化提供空间支撑。

① 需要增加的居民点建设用地面积为

$$S_1 = \frac{(p - p_0) \times B \times 3}{2000} \tag{4.15}$$

式中：S_1——计算期新增居民点建筑用地面积，hm^2；

p——计算期末人口数；

p_0——计算基期人口数；

B——人均居民点建设用地标准，m^2[25]。

参照国家有关居民点建设用地的有关规定，根据辽宁中部城市群的实际情况，确定人均居民点建设用地标准为 $135m^2$。

② 居民点之外的其他建设用地。除了居民点建设占用土地之外，交通建设、水利设施建设以及兴建厂矿也不断占用土地。居民点之外的其他建设应该与居民点建设相匹配，因此，可以根据居民点建设用地与其他建设用地的匹配关系推测出其他建设用地。其计算公式如下：

$$S_2 = S_1 / r \tag{4.16}$$

式中：S_2——居民点建设用地以外的非农建设用地；

S_1——居民点建设用地；

r——居民点建设用地与总建设用地的比例，r 值采用 2002—2004 年的平均值，为 0.8174。

表 4.9 是辽宁中部城市群各类新增建设用地。由表 4.9 可以看出，1992—2003 年，年新增的居民点建设用地、新增的其他各类建设用地和新增非农业用地面积逐年减少，分别由 16.50 万 hm^2，3.69 万 hm^2 和 20.18 万 hm^2 降为 1.61 万 hm^2，0.36 万 hm^2 和 1.97 万 hm^2。

表 4.9 辽宁中部城市群新增居民点和其他各类建设用地 万 hm^2

用地状况	1992—1994 年	1995—1997 年	1998—2000 年	2001—2003 年
新增居民点用地	16.50	6.47	5.95	1.61
其他各类建设用地	3.69	1.44	1.33	0.36
新增非农业用地合计	20.19	7.91	7.28	1.97

居民点建设用地的年需求面积与人口增长速度和人均居民点建设用地面积有关，农村居民比城市居民占有更多的土地。城市群新增的居民点建设用地明



截至2002年，辽宁中部城市群煤炭累计探明储量为871958.9万t，当年产出量为3753.7万t，损失量为2319万t，剩余储量648074万t。城市群2002年煤炭消耗量为3444.03万t，国内生产总值为3154.05亿元，万元GDP能耗为1.09t/万元。按式（4.17）计算，城市群煤炭的经济承载力K_x为403113.9亿元。

2002年，辽宁中部城市群的人口为2125.7万人，万人煤炭消耗量为1.62万t，城市群煤的人口承载力R_x为271230.9万人。

(2) 铁矿石的经济承载力与人口承载力。

截至2002年，辽宁中部城市群铁矿石累计探明储量为1306694.9万t，当年产出量为5558.9万t，损失量为286.6万t，剩余储量1168098.2万t。城市群2002年铁矿石消耗量为8226.2万t，国内生产总值为3154.05亿元，万元GDP能耗为2.61t/万元。按式（4.17）计算，城市群铁矿石的经济承载力K_x为338345.6亿元。

2002年，辽宁中部城市群人口为2125.7万人，万人铁矿石消耗量为3.87万t/万人，城市群铁矿石的人口承载力R_x为228186.6万人。

本章参考文献

[1] Mathis Wackernagel, J David Yount. The Ecological Footprint: An Indicator of Progress Toward Regional Sustainability[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2000, 51: 511-529.

[2] 张志强，徐中民，程国栋. 生态占用的概念及计算模型[J]. 生态经济，2000，10:8-10.

[3] 王瑾，陆欣. 焦化区生态环境可持续发展力评价指标体系研究[J]. 山西农业大学学报，2005，4(3): 232-237.

[4] 王书华，毛汉英，王忠静. 生态占用研究的国内外近期进展[J]. 自然资源学报，2002，17(6):776-781.

[5] 顾晓薇. 国家环境压力指标体系及减量化研究[D]. 沈阳：东北大学，2005: 39-46.

[6] 岳东霞，李自珍，惠苍. 甘肃省生态占用和生态承载力发展趋势研究[J]. 西北植物学报，2004，24(3):454-463.

[7] 赵莹雪，赵江洪，陈义彬，等. 梅州市生态环境可持续发展问题研究[J]. 南阳师范学院学报，2005，4 (3):69-73.

[8] 王青，刘建兴，顾晓薇，等. 中国2001年生态占用计算与分析[EB/OL]. 中

国科技论文在线. http://www.paper.edu.cn.
[9] 朱一中,夏军,谈戈.关于水资源承载力理论与方法的研究[J].地理科学进展,2002,21(2):180-188.
[10] 夏军.水资源安全的度量:水资源承载力的研究与挑战[J].海河水利,2002(2):5-7.
[11] 夏军,朱一中.水资源安全的度量:水资源承载力的研究与挑战[J].自然资源学报,2002(3):262-269.
[12] 能源部,水利部,水利水电规划设计总院.江河流域规划环境影响评价规范(SL45-92)[S].北京:水利电力出版社,1993.
[13] 汤奇成.绿洲的发展与水资源的合理利用[J].干旱区资源与环境,1995,9(3):107-110.
[14] 崔树彬.关于生态环境需水量若干问题的探讨[J].中国水利,2001,8.
[15] 辽宁省国土资源厅.辽宁国土资源[M].沈阳:辽宁人民出版社,1987.
[16] Bian Geya, Zhou Mingyao. Study on Ecological Water Demand Amount of Watershed[EB/OL]. http://www.turenscape.com.
[17] 丰华丽,王超,李剑超.干旱区流域生态需水量估算原则分析[J].环境科学与计算,2002.
[18] 李丽娟,李海滨,王娟.海河流域河道外生态需水研究[J].海河水利,2002(4):9-13.
[19] 罗贞礼.土地承载力研究的回顾与展望[J].国土资源导刊,2005,2(2):25-27.
[20] 陈念平.土地资源承载力若干问题浅析[J].自然资源学报,1989,4(4):372-380.
[21] 聂庆华.土地生产潜力和土地承载能力研究进展[J].水土保持通报,1993,13(3):53.
[22] 杨言勇.甘肃省土地承载力的初步研究[J].甘肃农业,1997,1:42-44,39.
[23] 王书华,毛汉英.土地综合承载力指标体系设计及评价:中国东部沿海地区案例研究[J].自然资源学报,2001(3).
[24] 黄宇驰,海热提,童莉,等.厦门人口发展规模预测与分析[J].中国人口、资源与环境,2004.
[25] 王伟中.发展的基础:中国可持续发展的资源、生态基础评价[M].北京:社会科学文献出版社,2005:226-229.
[26] 齐亚宾,杜舰.天津市矿产资源承载力与开发利用模式研究[M]//中国自然资源与全面建设小康社会.北京:中国水利出版社,2003:174-179.

第5章 辽宁中部城市群可持续发展的资源与生态承载力

5.1 生态资源的消耗与承载力

随着经济的发展和社会的进步，人们的生活水平不断提高，各项生活需求也明显增加。人均消耗物资的增加，致使人均生态占用的提高。运用灰色预测模型对辽宁中部城市群人均生态占用进行预测，结果见表5.1。

表5.1 辽宁中部城市群生态占用与生态承载力

年份	2010	2015	2020
人均标准生态承载力	2.730608	2.726462	2.726467
人均生态占用/(hm^2/人)	3.287895	3.265642	3.268546
生态赤字	0.557286	0.539180	0.542079
生态超载指数	0.204089	0.197758	0.198821

从表5.1中可以看出，辽宁中部城市群生态环境的人均标准生态承载力和人均生态占用略有降低，生态赤字和生态超载指数呈波动状降低，但降低的幅度很小。按照目前的发展趋势，辽宁中部城市群生态环境在未来十多年中仍处于超载状态。

5.2 水资源的可持续发展承载力

5.2.1 水资源人口承载力

水资源人口承载力可以定义为一个区域在现有供水能力约束下，水资源所能容纳的人口数量，计算公式为：

$$C_t = \varepsilon W_r / W_p \tag{5.1}$$

式中：C_t——水资源人口承载力；

W_r——水资源总量；

ε——将水资源转化为供水量的系数，简称供水能力系数；

W_p——人均综合用水量指标[1]。

水资源的人口承载力取决于水资源总量、供水能力系数和人均综合用水量指标这3个量。水资源总量是一个变量，其值受气候、水利设施等条件的影响；供水能力系数（ε）取决于经济技术水平；人均综合用水量指标受经济发展程度、科学技术进步程度、废水处理循环利用率等因素的制约。以辽宁中部城市群连续8年的水资源总量和人均综合用水量指标为基数，考虑城市群的社会经济发展、科技进步程度和废水处理循环利用率等因素，取城市群供水能力系数大约为0.4，以1997年到2004年城市群水资源总量为基础数据，运用灰色模型方法，预测城市群2010年，2015年和2020年水资源总量、人口数和人均综合用水量指标见表5.2，并运用式（5.1）计算出城市群的水资源人口承载力，见表5.3。

表5.2 辽宁中部城市群水资源总量与人均综合用水量

年份	2010	2015	2020
水资源总量 $C_t/10^8m^3$	126.33	127.24	127.12
人均综合用水量 $W_p/(m^3/人)$	293.62	252.47	217.09
人口数/万人	2221.87	2278.77	2337.12

表5.3 辽宁中部城市群水资源人口承载力

年份	2010	2015	2020
水资源人口承载力/万人	1721.015	2015.826	2342.268
水资源人口超载率/%	29.10	13.00	−0.22

从表5.3可以看出，水资源人口承载力随着时间不断增大，水资源人口超载率不断下降。按照目前辽宁中部城市群人口的变化趋势，2020年，城市群的水资源对人口的支撑能力略有盈余，主要与水资源效率不断提高有关。有资料表明，人均综合用水量由2010年的293.62m^3/人降到2020年的217.09 m^3/人。

假定所有的水资源量全部用于支撑人口，所能支撑人口数的理论最大值为5855.67万人，则水资源的人口支撑能力盈余60.09%。

5.2.2 水资源的GDP承载力

水资源GDP承载力反映了区域水资源对整体经济活动和规模的承载水平。水资源GDP承载力为

$$C_{GDP}=W_r\varepsilon/W_{GDP} \tag{5.2}$$

式中：C_{GDP}——水资源 GDP 承载力；

W_r——水资源总量；

ε——将水资源转化为供水量的系数，简称供水能力系数；

W_{GDP}——万元国内生产总值用水量[1]。

水资源 GDP 承载力由水资源总量、供水能力系数、万元 GDP 用水量这 3 个变量决定。万元 GDP 用水量由经济技术条件决定，经济技术越发达，用水效率越高，万元 GDP 用水量就越低，反之就越高。

以 1997—2004 辽宁中部年城市群万元 GDP 用水量为基准值，运用灰色模型方法，预测 2010 年、2015 年和 2020 年万元 GDP 用水量与水资源的 GDP 承载力见表 5.4。

表 5.4 辽宁中部城市群万元国内生产总值用水量

年份	2010	2015	2020
水耗/(m^3/万元)	111.79	63.68	36.27
水资源 GDP 承载力/亿元	4520.265	7992.695	14019.660
水资源 GDP 超载率/%	82.5453	83.5388	86.0246

从表 5.4 可以看出，城市群的万元 GDP 水耗降低，但按我国“十一五”发展规划目标，城市群水资源 GDP 承载力仍处于严重超载状态，并且超载率持续上升，2020 年超载率将达到 86.02%。假定所有的水资源量全部用于支撑经济发展，所能支撑 GDP 的理论最大值为 35049.16 亿元，则水资源的 GDP 支撑能力盈余 25.59%。

由此可见，水资源已成为制约辽宁中部城市群经济发展的重要因素。水是人类生存和发展必需的重要资源之一，辽宁中部城市群地处辽河中游平原，工业企业和人口高度集中，城镇化水平较高（54.2%），是辽宁省重工业的核心地带。随着经济的发展和人口的不断增加，经济用水和居民生活用水的矛盾越来越尖锐，城市群严重的水污染更加剧了水资源的矛盾。如何提高水资源的承载力，同时满足经济发展和人口的需求，是城市群发展面临的重要问题。

5.2.3 水资源的居民生活承载力

水资源的居民生活承载力是指水资源对居民生活用水的支撑能力。可表达为：

$$C_{sh} = W_{sh}/W_{psh} \tag{5.3}$$

式中：C_{sh}——水资源的居民生活承载力；

W_{sh}——用于居民生活的水资源量；

W_{psh}——居民人均生活用水量[1]。

按辽宁中部城市群水资源2004年的份额分配比例：农业用水占61.57%，工业用水占16.77%，居民生活用水占17.87%，其他用水占3.79%，以1997—2004年生活用水量为基础，运用灰色模型的原理与方法，预测2010年、2015年和2020年城市群的居民人均生活用水量和水资源的居民生活承载力，分别见表5.5和表5.6。

表5.5 辽宁中部城市群人均生活用水量

年份	2010	2015	2020
人均生活用水/(m^3/人)	61.09	60.81	60.79

表5.6 辽宁中部城市群水资源的居民生活承载力

年份	2010	2015	2020
水资源居民生活承载力/万人	2005.92	2029.43	2028.32
水资源居民生活超载率/%	10.77	12.29	15.22

从表5.5和表5.6中可以看出，按照目前的变化趋势，城市群在未来的15年中人均生活用水量略有下降，水资源的居民生活承载能力总体呈上升的趋势，但水资源的居民生活承载力仍处于明显的超载状态，并呈现增大的态势，由2010年的10.77%上升到2020年的15.22%。其原因主要与人口的增加有关，人口预测结果表明，城市群人口数由2010年的2221.87万人上升到2020年的2337.12万人，10年间将增加近115万人。另外，自然因素在一定程度上也将对其产生影响。

5.2.4 水资源的工业承载力

水资源的工业承载力是指水资源对工业发展用水的支撑能力。水资源的工业承载力表达为

$$C_i = W_{ri}/W_{pi} \tag{5.4}$$

式中：C_i——水资源的工业发展承载力；

W_{ri}——用于工业的水资源量；

W_{pi}——万元工业产值用水量[1]。

按2004年的工业用水配比（16.77%），以1997年到2004年工业用水量为基础，运用灰色模型的原理与方法，预测2010年、2015年和2020年辽宁中部城市群的万元工业产值用水量和水资源的工业承载力，见表5.7和表5.8。

表 5.7 辽宁中部城市群的万元工业产值用水量 m^3/万元

年份	2010	2015	2020
万元工业产值用水量	44.09	43.61	43.66

表 5.8 辽宁中部城市群的水资源工业承载力

年份	2010	2015	2020
水资源工业承载力/万元	2607.45	2654.90	2649.71
水资源工业超载率/%	100.08	149.52	217.45

由表 5.7 和表 5.8 可以看出，城市群的万元工业产值用水量略有下降，水资源的工业承载力略有增加，但水资源工业承载力仍处于严重的超载状态，超载率随着时间的推移增幅加大。究其原因，一方面是城市群轻重工业密集，工业发展速度快、工业用水量很大；另一方面是水资源的利用率较低，2004 年万元工业产值用水量 33.62t，是国际和国内先进企业城市群万元工业产值用水量的 2～5 倍。

5.2.5 水资源的农业承载力

水资源农业承载力是指水资源对农业生产用水的支撑能力。可表达为

$$C_a = W_{ra}/W_{pa} \tag{5.5}$$

式中：C_a——水资源灌溉面积的承载力；

W_{ra}——用于灌溉的资源量；

W_{pa}——单位面积农田灌溉用水量[1]。

按 2004 年农业用水配比（61.57%），以 1997—2004 年农业用水量为基础，运用灰色模型的原理与方法，预测 2010 年、2015 年和 2020 年辽宁中部城市群的耕地面积与单位耕地面积的耗水量，见表 5.9。根据式（5.5）计算的水资源农业承载力和水资源农业超载率，见表 5.10。

表 5.9 辽宁中部城市群的耕地面积与单位耕地面积耗水量变化

年份	2010	2015	2020
耕地面积/hm^2	1934184	1919140	1904214
耗水量/单位耕地面积/m^3	2196.799	2181.732	2182.373

表 5.10 辽宁中部城市群的水资源农业承载力

年份	2010	2015	2020
水资源农业承载力/hm^2	1926505	1953684	1951358
水资源农业超载率/%	0.40	-1.77	-2.42

从表5.9和表5.10可以看出，在未来的十几年中，辽宁中部城市群耕地面积将会不断降低，农业用水效率的提高略有提高，水资源农业承载力有所提高，但2010年水资源的农业承载力仍处于超载状态，2015年后水资源的农业承载力将得到改善，开始处于盈余状态。

5.2.6 水环境的支撑能力

水环境的支撑能力是指水所具有的容纳污水、环境自净的功能。水在具有满足人们生活用水和社会经济发展的资源特性的同时，还具有稀释、同化一定污染物的能力。通常情况下，一个地区水资源越丰富，水资源的纳污能力就越强。

根据相关文献，本书假设：

① 所有的水都来自降水，其中46%形成水资源总量；

② 用水量的70%将转化为污水排放；

③ 污水排放量占降水总量的10%为水自净能力的阈值，即水资源总量的0.10÷0.46=21.7%为水自净能力的阈值[1]。

据此假设，以1997年到2004年生活用水量为基础，运用灰色模型的原理与方法，预测了辽宁中部城市群2010年、2015年和2020年水环境的纳污能力，见表5.11。

表5.11 辽宁中部城市群的水资源纳污能力

年份	2010	2015	2020
水资源纳污能力/m^3	27.41	27.61	27.59
水资源纳污能力超载率/%	86.02	83.87	84.01

从表5.11中可以看出，城市群水环境的纳污能力基本稳定，但在未来十几年内，水环境容量将处于严重的超载状态，主要与城市群人口增加、生活质量提高导致的生活废水大量排放有关。

5.3 土地资源的可持续发展承载力

5.3.1 粮食的人口承载力

粮食的人口承载力是指耕地产出的粮食能够满足生活需要的人口数量。可表达为

$$S_t = L/L_{rj} \tag{5.6}$$

式中：S_t——粮食的人口承载力；

L——粮食总产量；

L_{rj}——人均年消耗粮食量。

以1997—2004年粮食生产能力为基础，运用灰色模型的原理与方法，预测辽宁中部城市群2010年、2015年和2020年的粮食产量和人口数，并根据我国现阶段的营养标准（基础型为290kg/人、小康型为320kg/人、标准型为383kg/人）[2]，计算了未来15年粮食生产的人口支撑力，见表5.12。

表5.12　　辽宁中部城市群粮食的人口承载力

营养标准		2010年	2015年	2020年
基础型(290kg/人)	人口容量/万人	2866.321	2844.028	2821.907
	人口超载率/%	−22.4836	−19.8753	−17.1793
小康型(320kg/人)	人口容量/万人	2597.604	2577.400	2557.354
	人口超载率/%	−14.4646	−11.5866	−8.61168
标准型(383kg/人)	人口容量/万人	2170.322	2153.441	2136.692
	人口超载率/%	2.375168	5.81983	9.380395

从计算结果可以看出，城市群土地的粮食生产能够保证其人口基础型和小康型标准。但是，土地的粮食生产不能够满足标准型人民生活水平。伴随着人口的不断增加和人民生活水平的提高，土地对人口的承载能力与城市群人民需求的差异则越来越大。

5.3.2　土地资源对工业化、城市化的承载力

土地资源对工业化、城市化的承载力是指土地对工业和社会发展土地需求的满足能力。随着人口的增加和城市化进程的加快，工业用地和城市用地不断增加。需要增加的居民点建设用地可表示为

$$S_1=\frac{(p-p_0)\times B\times 3}{2000} \tag{5.7}$$

式中：S_1——预测期新增居民点建筑用地面积，hm^2；

p——预测期末人口数；

p_0——预测基期人口数；

B——人均居民点建设用地标准，m^2[1]。

除了居民点建设占用土地之外，交通建设、水利设施建设以及兴建厂矿也不断占用土地。由于居民点之外的其他建设应该是与居民点建设相匹配的，因此，可以根据居民点建设用地与其他建设用地的匹配关系，其他建设用地表示

如下：

$$S_2 = \frac{S_1}{r} \tag{5.8}$$

式中：S_2——居民点建设用地以外的非农建设用地；

S_1——居民点建设用地；

r——居民点建设用地与总建设用地的比例。

以1997年到2004年城市群人口数为基础，运用灰色模型的原理与方法，预测辽宁中部城市群2010年、2015年和2020年的居民点建设用地及其以外的非农建设用地，见表5.13。

表5.13　辽宁中部城市群工业化、城镇化发展对土地资源的需求量　万 hm^2

用地状况	2005—2010年	2011—2015年	2016—2020年
新增居民点用地	11.23	9.24	9.48
其他各类建设用地	2.51	2.06	2.12
新增非农业用地合计	13.74	11.30	11.60

从表5.13中可以看出，未来15年中，新增居民点用地需求量不断减少，将由2002—2010年的11.23万 hm^2 降为2016—2020年的9.48万 hm^2，其他各类建设用地需求量也不断下降，这主要受城市群人口增长速度不断降低的影响。

5.3.3　农用土地的农村就业承载力

农村的土地是农民基本的生存、生活保障，应满足农村劳动力的就业需求。由于各种建设用地不断占用，因此农用土地对农村就业的承载力变得越来越弱，越来越多的农民离开土地去获取一些农业以外的收益。

从不同时间城市群各类土地面积的变化趋势（见本书第2章）可以看出，2000—2004年土地类型基本趋于稳定。因此，根据2004年的各类土地面积，并按照目前中国农村的平均情况设定的标准：①15亩耕地可以承载一个全额农民就业；②100亩林地可以承载一个全额农民就业；③800亩牧草地可以承载一个全额农民就业；④5亩园林可以承载一个全额农民就业；⑤15亩水域可以承载一个全额农民就业[1]。以此计算辽宁中部城市群农用土地对农村就业的承载力见表5.14。

表5.14　辽宁中部城市群农用土地对农村就业的承载力

	耕地	园林	林地	牧草地	水域	合计
面积/亩	29316870	2464821	43816978	1112361	4612653	81323683
就业承载力/人	1954458.0	492964.2	438169.8	1390.5	307510.2	3194492.7

从表5.14可以看出，在未来15年间，城市群农用土地能够安置319.4万

人就业。但随着人口数量的增加和城市化进程的加快而带来的农业用地的减少，人口就业对土地的压力将不断增大。

5.4 矿产资源对经济发展的承载力

能源和矿产资源的需求与人均 GDP、城市化水平、经济增长速度有着密切的关系。城市群城市化水平较高、人口密集，对能源和矿产资源的需求巨大。未来几十年中，随着城市群经济的高速发展，人口的增长对能源和矿产资源的需求将继续增加，能源和矿产资源的需求与本土能源和矿产资源承载力的矛盾不断尖锐。

辽宁中部城市群作为辽宁老工业基地的主体，其中许多城市是伴随资源开发而形成的资源性城市，如“煤城”抚顺、“钢都”鞍山、“煤铁之城”本溪等。城市的产业结构比较单一，矿产品加工多以初级产品为主，资源的利用方式粗放，缺乏精深加工和高附加值、高科技含量的产品。目前许多矿山已进入中晚期，面临着资源枯竭的严峻形势，特别是煤炭采选业和黑色金属矿采选业。

以 2002 年城市群的剩余可采储量为基数，按“十一五”发展规划的国民经济年均 7.5% 的增长速度，推出“十一五”期间 GDP 合计为 11593.67 亿元，低于煤炭资源现状的经济承载力和铁矿资源的现状承载力。如果只消费本地区现有的煤炭和铁矿资源储量，经济规模以“十一五”计划发展速度扩张，那么，煤炭资源还能够支撑 30 年，铁矿资源还能够支撑 30 年；按照“十一五”发展规划的“人口增长速度不大于 0.8%”，“十一五”期间城市群人口总数为 2453.53 万人，低于煤炭资源人口承载力和铁矿资源人口承载力。如果城市群只消费本地区现有的煤矿资源储量和铁矿资源储量，人口总数以“十一五”计划的速度扩张，那么，煤炭资源还能持续支撑 86 年，铁矿资源还能持续支撑 76 年。

本章参考文献

[1] 中国 21 世纪议程管理中心可持续发展战略研究组.发展的基础：中国可持续发展的资源、生态基础评价[M].北京：社会科学文献出版社，2004：112-115，215-232.

[2] 陈念平.土地资源承载力若干问题浅析[J].自然资源学报，1989，4(4)：372-380.

第 6 章　环境管理分析

6.1　环境管理分析基本理论

6.1.1　环境管理分析的相关概念

6.1.1.1　环境负荷

环境负荷是人类活动向周围环境释放的对环境具有负效应的各类物质。伴随社会经济的快速发展而出现的环境负影响是制约人类社会可持续发展的重要因素。要真正做到“经济与环境的双赢”，需要我们将环境状况和经济发展联系起来，从理论上探讨经济系统与环境之间的关系和规律，弄清问题的本质。著名的反映经济和环境关系的“控制方程”把造成环境负荷的原因归结为人口、人均 GDP 和单位 GDP 的环境负荷三大要素，并将环境负荷表达为以上 3 项的乘积：

$$\text{环境负荷}=\text{人口}\times\text{人均 GDP}\times\text{单位 GDP 的环境负荷} \tag{6.1a}$$

或

$$\text{环境负荷}=\text{社会 GDP}\times\text{单位 GDP 的环境负荷} \tag{6.1b}$$

由式（6.1）可见，要使各年的环境负荷维持在某一固定水平，就应使各年单位 GDP 的环境负荷的降低倍数等于同期内的 GDP 增长倍数；要使环境负荷逐年降低，则应使各年单位 GDP 的环境负荷的降低倍数大于同期内 GDP 的增长倍数；要想不断改善环境质量，就必须使各年的环境负荷远低于环境承载力。由此可见，要改善环境质量，必须降低单位 GDP 的环境负荷[1]。

6.1.1.2　生态/环境效率

生态/环境效率是指产生单位环境负荷能够获得的经济产出。生态占用与环境负荷是度量环境压力的总量指标，生态占用侧重于度量人类对各种生态资源的占用，因此，利用生态占用/环境负荷与度量经济产出的国内生产总值（GDP）构建生态/环境效率指标。生态/环境效率泛指单位环境负荷所能获得的国内生产总值，可表达为

$$e = \frac{S}{I} \tag{6.2a}$$

式中：S——GDP；

I——环境负荷；

e——生态/环境效率。

6.1.1.3 环境负荷与生态/环境效率的关系

环境负荷与生态/环境效率在数值上呈倒数关系。可表达为

$$I = \frac{S}{e} \tag{6.2b}$$

式（6.2b）表明，环境负荷与GDP成正比，与生态/环境效率成反比。由此推测，生态/环境效率愈高，获得同等的经济效益越大，所产生的环境负荷愈小，即在同样的环境负荷下，将实现更多的经济效益。因此，要实现环境质量的改善，必须大力提高生态/环境效率。

6.1.2 环境负荷与经济增长的关系

环境效率被定义为单位环境负荷产出的社会GDP（或GNP），则方程式（6.2b）可表达为

$$I = \frac{G}{q} \tag{6.3a}$$

将式（6.3a）表达为无因次的形式，则为

$$\bar{I} = \frac{\bar{G}}{\bar{q}} \tag{6.3b}$$

式中：$\bar{I}$——无因次环境负荷，等于目标年环境负荷与基准年份环境负荷的比值；

$\bar{G}$——无因次GDP，等于目标年GDP与基准年GDP的比值；

$\bar{q}$——无因次生态效率，等于目标年生态效率与基准年生态效率的比值。

假设社会GDP和生态效率分别随时间按线性规律变化：

$$\bar{G} = 1 + \rho_G t \tag{6.4}$$

$$\bar{q} = 1 + \rho_q t \tag{6.5}$$

式中：ρ_G，ρ_q——GDP和生态效率的年均变化率；

t——从基准年起算的年份，取不小于1的整数。

由式（6.4）整理得到

$$t = \frac{\bar{G} - 1}{\rho_G} \tag{6.6}$$

将式（6.6）代入式（6.5）后，再代入式（6.3b），整理后可得

$$\bar{I} = \frac{\bar{G}}{1 + k(\bar{G} - 1)} \tag{6.7}$$

式中：k——生态/环境效率年均变化率与 GDP 年均变化率的比值，简称变化速度比，且 $k = \rho_q/\rho_G$。

由图 6.1 可知，当 $k=1$ 时，I-G 表现为一条数值为 1 的水平线，表明环境负荷将维持在一定的水平上，而不随社会 GDP 的增长发生任何变化。因此，生态效率与经济同步增长时，环境负荷将维持不变。这种情况多发生在经济状况已趋于稳定、经济稳步增长、已步入工业成熟期的国家。其在发展经济的同时，开始关心资源与环境的保护问题，通过产业结构调整、技术改革等各项措施，不断提高生态效率，使环境负荷的增长速度减缓，并趋于稳定。

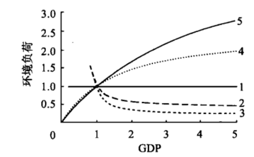


图 6.1 环境负荷随 GDP 变化曲线[1]

曲线 1—$k=1$；曲线 2—$k=2.5$；曲线 3—$k=5$；
曲线 4—$k=0.5$；曲线 5—$k=0.2$

当 $k>1$ 时，I-G 表现为一组下降的曲线，表示当生态效率的增长速度高于 GDP 的增长速度时，环境负荷随 GDP 的增加而减小。只有这样，才有可能使生态环境负荷降低到环境承载力之内，从而使生态环境质量得到改善。k 值越大，环境负荷降低得越快。因此，只有在生态效率的提高速度高于经济的增长速度时，才有可能出现伴随经济的增长环境质量逐步改善的状况；这两种增长速度的差距愈大，出现环境质量改善的可能性也愈大。这种情况出现在经济发展已经成熟、经济的增长速度较为缓慢、已经完成工业化的发达国家。其十分重视资源与环境的保护，生态效率的增长速度高于经济的增长速度，资源与环境负荷持续下降，最终实现资源与环境恢复到自然承载力之内。

当 $k<1$ 时，I-G 表现为一组上升的曲线，表明环境负荷将随社会 GDP 的增加而不断增大，k 值越小，环境负荷的增长越快。因此，当生态效率的增长速度小于经济增长的速度时，伴随社会 GDP 的增加，势必造成环境质量的恶

化。这两种增长速度的差距愈大，环境恶化愈明显。这种情况多发生在侧重经济发展速度、对生态效率的改善重视不够的工业化阶段的发展中国家。其在经济高速发展的同时，环境负荷也急剧增长，资源与环境状况急剧恶化[1]。

6.1.3 生态环境管理

6.1.3.1 生态环境管理目标

生态环境管理的目的是在经济不断增长的条件下，通过不断地改善生态效率，一方面，获得生态资源的永续利用，或在找到可替代资源之前，不可再生资源不致耗竭[2-3]；另一方面，有效地控制污染负荷的排放，使其在未造成致命危害之前降低到环境承载力之内。因此，设定环境管理的目标就是要科学地确定未来一定时期内的生态效率改善倍数。

6.1.3.2 环境管理曲线

(1) 环境库兹耐特曲线。

环境库兹耐特曲线是用来描述在整个经济系统的发展过程中，环境负荷随经济增长的变化表现为先升后降的倒 U 形的曲线，如图 6.2 所示[1]，该曲线是 1991 年 Grossman 和 Krueger 在研究 SO_2、微尘和悬浮颗粒 3 种环境质量指标与收入之间的关系时发现了三种污染物都与收入呈倒 U 形关系后由 Arrow 于 1995 年提出的。

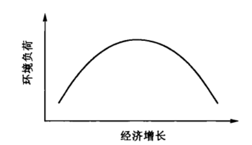


图 6.2 环境库兹耐特曲线[1]

曲线表明，在偏重于经济增长的发展初期，缺乏甚至忽视了经济活动对环境的影响，使得经济迅速增长，而生态效率提高缓慢，从而造成环境质量随着经济的增长日趋恶化。当经济发展到一定程度后，伴随经济发展的日趋稳定，资源日趋短缺和环境质量恶化也开始出现。为此，人们开始关心并投资改善环境，可能出现生态效率的提高速度超过经济增长速度的情况，环境质量将可能伴随经济的增长而有所改善。

由此可见，实现环境质量改善和经济增长的双赢，不是经济系统的自然转

变过程，需要经过人类的精心策划和合理安排，从个人、企业到政府不同层次的坚持不懈的共同努力。特别是大多数发展中国家更应如此。

(2) 环境管理特征曲线。

① 环境管理特征曲线的 4 个特殊的位置，见图 6.3。

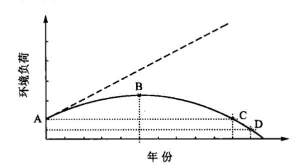


图 6.3　环境管理特征曲线[1]

虚线—GDP（代表经济状况）线；实线—环境负荷线；

A—分离点；B—涨停点；C—下降点；D—恢复点

对环境质量进行管理，就是通过有效的方法和措施，实现生态效率不断提高，进而获得环境质量的不断改善，在有限的时间内，使生态环境负荷降低到生态环境承载力之内。从环境管理特征曲线可以看出，在这一过程中，环境负荷大致要经历以下 4 个特殊的位置。

分离点（A）：环境负荷开始与经济不同步增长，开始以较低的速度缓慢增长，出现环境负荷曲线与经济增长曲线的分离。

涨停点（B）：环境负荷曲线上的最高点，也是环境负荷的转折点。在 B 点以前，环境负荷随年份不断增长；在 B 点以后，环境负荷随年份不断降低。因此，在 B 点处，$\frac{\partial \bar{I}}{\partial t}=0$。

下降点（C）：是环境负荷经过上升和下降过程以后，返回到管理基准年份的数值的临界点，在该点处，$\bar{I}_C=\bar{I}_A=1$。自此以后，环境负荷将低于基准年份的环境负荷。

恢复点（D）：是环境负荷经过长期下降过程，降低到环境承载力的临界点，D 点以后，环境负荷低于环境承载力，原来积累在环境中的过剩的环境负荷将不断得以消释，环境质量将不断好转。若设基准年份环境负荷超出环境承载力 k_I 倍，则 D 点的环境负荷应为$\bar{I}_D=\frac{1}{k_I}$[1]。

② 环境管理的定量化。为使环境管理更加有效，需要对环境管理过程进行定量化分析。

假设社会 GDP 仍以年均变化率 ρ_G 线性增长，即

$$\bar{G} = 1 + \rho_G t \tag{6.8}$$

则环境负荷呈非线性增长。

就环境管理而言，希望环境负荷的变化速度与经济变化速度的差别越来越大。假定环境负荷年均变化率是经济年均增长率的 $1-\varphi t$ 倍，即

$$\rho_I = (1 - \varphi t)\rho_G \tag{6.9}$$

则环境负荷可表达为

$$\bar{I} = 1 + \rho_I t = 1 + \rho_G t - \varphi\rho_G t^2 \tag{6.10}$$

式(6.9)中：ρ_I——环境负荷年均变化率；

φ——环境负荷的变化速率系数。

对比式（6.8）和式（6.9）可以看出，在 $\rho_G \neq 0$，$\varphi \neq 0$ 的条件下，只要 $t>0$，环境负荷线就与 GDP 线分离，表明“分离点”发生在环境管理的起始年份，即

$$t_A = 0 \tag{6.11}$$

将式（6.10）对 t 求导数，得到

$$\frac{\partial \bar{I}}{\partial t} = \rho_G - 2\varphi\rho_G t$$

令$\frac{\partial \bar{I}}{\partial t}=0$，解得

$$t_B = \frac{1}{2\varphi} \tag{6.12}$$

将式（6.11）代入式（6.10），解得

$$t_C = \frac{1}{\varphi} \tag{6.13}$$

将式（6.12）代入式（6.10），解得

$$t_D = \frac{\rho_G \pm \sqrt{\rho_G^2 + 4\varphi\rho_G\left(1 - \frac{1}{k_I}\right)}}{2\varphi\rho_G} \tag{6.14}$$

6.2 辽宁中部城市群环境管理曲线

6.2.1 生态占用管理曲线

6.2.1.1 生态占用随时间的变化规律

辽宁中部城市群的生态占用与社会 GDP 变化曲线如图 6.4 所示。从图

6.4 可以看出，辽宁中部城市群的社会 GDP 年均变化率呈线性增长，而生态占用呈非线性增长。城市群生态效率年均变化率与 GDP 年均变化率的比值（变化速度比 k）近似为 1.00，一方面表明生态效率的年变化速率近似等于 GDP 变化速率，随城市群 GDP 的增加，生态占用的变化不大，如图 6.5 所示；另一方面表明城市群基本步入工业成熟期，城市群的经济状况基本趋于稳定，生态效率将不断得到提高，从而使得环境负荷的增长速度不断减缓，并趋于稳定。

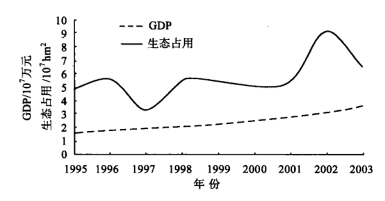


图 6.4 辽宁中部城市群的生态占用与 GDP 变化曲线

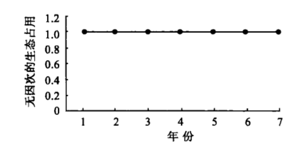


图 6.5 $k=1$ 时生态占用的曲线图形

6.2.1.2 生态占用管理曲线

根据统计数据计算辽宁中部城市群的社会 GDP 的变化速率系数（ρ_G）为 0.139。生态占用的年平均变化速率（$\varphi_{生态占用}$）为 0.097，2003 年生态占用与生态承载力的比值（k_I）为 1.0948。假设在 $\varphi_{生态占用}=0.097$，$k_I=1.0948$，$\rho_G=0.139$ 不变的情况下，按式（6.4）～式（6.7）计算的辽宁中部城市群的生态占用曲线的特征点见表 6.1，其曲线变化如图 6.6 所示。

表 6.1　　生态占用曲线的特征点

特征点	A	B	C	D
发生年份	2003	2009	2014	2015
t	0	6	11	12
生态占用倍数	1	1.357443	1	0.913409
生态占用值	64630406	87732092	64630406	59033994

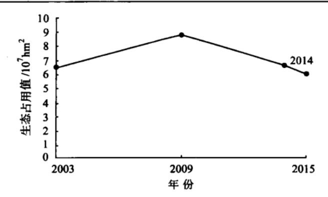


图 6.6　生态占用曲线

由图 6.6 和表 6.1 可以看出，若 $\varphi_{生态占用}=0.097$，$k=1.0948$、$\rho_G=0.139$ 不变，环境管理起始年为 2003，生态占用曲线将在 2009 年左右达到最高点，生态占用 87732092hm^2，为基准年的 1.357 倍；到 2014 年左右生态占用恢复到环境管理的基准年，2015 年左右生态占用为基准年的 0.913 倍，在城市群生态承载力的范围之内。

6.2.2　废水排放管理曲线

6.2.2.1　废水排放和 GDP 关系曲线

图 6.7 为辽宁中部城市群废水排放和社会 GDP 随时间变化曲线。从图 6.7 可以看出，城市群的 GDP 和废水排放量随时间均近似呈线性变化。城市群废水环境效率年均变化率与 GDP 年均变化率的比值（变化速度比）k 为 1.55，表明废水利用效率的增长速度高于 GDP 的增长速度，废水排放量将随城市群 GDP 的增加而不断减小，环境负荷可能降低到环境承载力范围之内，从而使环境质量得到改善。

6.2.2.2　废水排放管理曲线

根据统计数据计算废水排放的年均降低速率 $\varphi_{废水排放}=0.038$，基准年

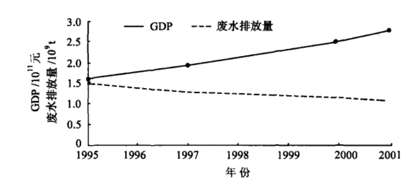


图 6.7 废水排放和社会 GDP 随时间变化曲线

(**2003** 年) 废水排放量与水环境容量的比值 k_1 为 2.0。假如 φ，k_1 和 ρ_G 不变，按式 (6.4) ～式 (6.7) 计算的辽宁中部城市群的废水排放曲线的特征点见表 6.2 和图 6.8。

表 6.2 **废水排放曲线的特征点**

特征点	A	B	C	D
发生年份	2003	2017	2030	2033
t	0	14	27	30
废水排放量倍数	1	1.92	1	0.50
废水排放量/10^9m^3	53.256	102.26	53.256	26.628

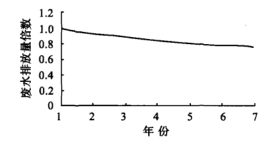


图 6.8 $k=1.55$ 时的废水排放曲线

由表 6.2 和图 6.8 可以看出，若 $\varphi_{废水排放}=0.038$，$k_I=2.00$，$\rho_G=0.139$ 不变，城市群废水排放在 2017 年左右达到最高点，废水排放量为基准年的 1.92 倍 (102.26 亿 m^3)，到 2030 年左右，废水排放量减少到环境管理的起始年份，2033 年左右，废水排放量为基准年的 0.5 倍，废水负荷将降到生态承载力的范围内，如图 6.9 所示。

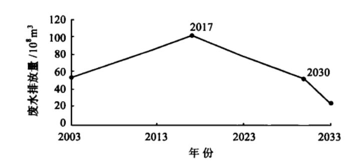


图 6.9 辽宁中部城市群废水排放曲线

6.2.3 能源消耗管理曲线

6.2.3.1 能耗随时间的变化规律

图 6.10 是城市群的能耗与社会 GDP 随时间的变化曲线。从图中可以看出，随着社会 GDP 逐年增加，城市群的能耗总体呈上下波动状态，但幅度不大。城市群能源效率年均变化率 ρ_G 为 0.139，能源环境效率的年均变化率与 GDP 年均变化率比值 $k_{能耗}$（变化速度比 k）为 0.688，表明随着社会 GDP 不断增加，能耗不断增大，所造成的环境负荷就越大，环境污染趋于严重，如图 6.11 所示。可能与目前的能源利用效率低下有关。有资料表明，目前，城市群的能源利用效率为 1.15 吨标煤/万元 GDP，虽然略高于我国能源利用效率的平均值，但仍为发达国家能源利用效率的 3.03 倍。

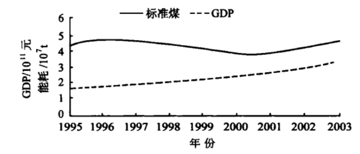


图 6.10 能耗和 GDP 关系曲线

6.2.3.2 能源环境管理曲线

根据统计数据计算能耗的年均变化速率 $\varphi_{能耗}=0.017$，基准年（2003 年）能耗量与环境承载力的比值 k_I 为 1.22。假如 φ，k_I 和 ρ_G 不变，按式（6.4）～式(6.7) 计算的辽宁中部城市群的能耗曲线的特征点见表 6.3 和图 6.12。

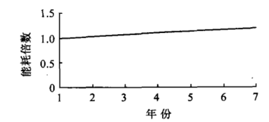


图6.11　$k=0.688$ 时的能耗曲线

表6.3　能耗曲线的特征点

特征点	A	B	C	D
发生年份	2003	2033	2063	2064
t	0	30	60	61
能耗倍数	1	3.056	1	0.818
能耗/万 t 标准煤	4887.941	14936.851	4887.941	3999.986

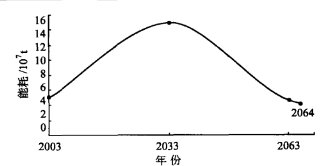


图6.12　能耗排放曲线

从表6.3和图6.12可以看出，若 $\varphi_{能耗}=0.017$，$k_{\mathrm{I}}=1.22$，$\rho_{\mathrm{G}}=0.139$ 不变，能耗曲线在2033年左右达到最高点，为基准年的3.056倍（14936.851万t标准煤）。到2063年能耗值可恢复到2003年的能耗（4887.941万t标准煤），2064年左右能耗为基准年的0.818倍，为城市群的承载力范围（3999.986万t标准煤）。

6.3　以“十一五”规划为基础的环境管理曲线

根据我国“十一五”规划目标：国内生产总值年增长率为7.5%，单位国内生产总值能耗年降低20%，主要污染物排放总量年均减少10%。预测辽宁中部城市群生态占用、废水排放和能耗的管理曲线特征值见表6.4和图6.13

～图 6.15。

表 6.4 调整后各关键点值

		分离点 A	涨停点 B	下降点 C	恢复点 D
生态占用	发生年份	2003	2009	2014	2015
	负荷值	64630406	77117000	64630406	59033994
废水排放量/亿 m^3	发生年份	2003	2008	2013	2018
	负荷值	53.256	63.242	53.256	26.628
能耗/万 t 标准煤	发生年份	2003	2016	2028	2031
	负荷值	4887.941	7179.163	4887.941	3999.986

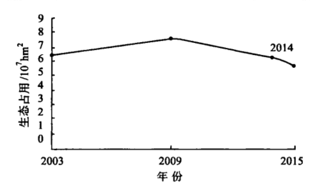


图 6.13 调整后生态占用的特征曲线

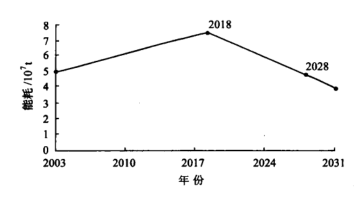


图 6.14 调整后能耗的特征曲线

对比原来各类特征曲线与调整后的各类特征曲线可以看出，调整前后各类特征曲线的情形和变化趋势基本相同，但不同类型的特征曲线其特征点数值和发生时间不同。两个生态占用曲线的特征点数值和发生年份无明显变化，但涨停点（B 点）的生态占用明显减小，由未调整时的 87732092hm^2 变为调整后的

77117000hm^2。

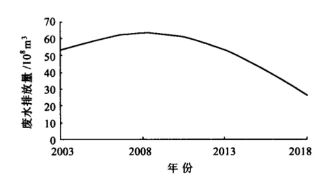


图6.15 调整后废水排放的特征

两个废水排放特征曲线的特征点数值和发生时间明显变化：涨停点（B点）由调整前的2017年变更为调整后的2008年，下降点（C点）由调整前的2030年变更为调整后的2013年，恢复点（D点）由调整前的2033年变更为调整后的2018年。涨停点（B点）的废水排放负荷有所降低，由未调整时的102.26亿m^{3}增加到调整后的63.242亿m^2，表明环境效率的年变化率明显大于GDP的年变化率。

两个能耗特征曲线的特征点数值和发生时间也发生明显变化，涨停点（B点）由调整前的2033年变更为调整后的2016年，下降点（C点）由调整前的2063年变更为调整后的2028年，恢复点（D点）由调整前的2064年变更为调整后的2031年。涨停点（B点）的能源排放负荷值也由未调整前的14937万t降低为调整后的7179万t，降低了51.91%。按此发展趋势，到2036年，城市群万元GDP能耗将达到1998年发达国家万元GDP能耗的平均水平(0.38t标准煤/万元)。

本章参考文献

[1] 毛建素.铅的工业代谢及其对国民经济的影响[D].沈阳:东北大学,2003:10-11,50-64,59.

[2] 姚愉芳,何菊煌.中国经济增长与可持续发展:理论、模型与应用[M].北京:社会科学文献出版社,1998.

[3] 诸大建.走可持续发展之路[M].上海:上海科学普及出版社,1997.